Saint-Laurent
Vision 2000

RISQUES À LA SANTÉ PUBLIQUE DÉCOULANT DE LA PRÉSENCE DE CYANOBACTÉRIES (ALGUES BLEUES) ET DE MICROCYSTINES DANS TROIS BASSINS VERSANTS DU SUD-OUEST QUÉBÉCOIS TRIBUTAIRES DU FLEUVE SAINT-LAURENT

Canada

Québec

RISQUES À LA SANTÉ PUBLIQUE DÉCOULANT DE LA PRÉSENCE DE CYANOBACTÉRIES (ALGUES BLEUES) ET DE MICROCYSTINES DANS TROIS BASSINS VERSANTS DU SUD-OUEST QUÉBÉCOIS TRIBUTAIRES DU FLEUVE SAINT-LAURENT

103-05700/

RISQUES À LA SANTÉ PUBLIQUE DÉCOULANT DE LA PRÉSENCE DE CYANOBACTÉRIES (ALGUES BLEUES) ET DE MICROCYSTINES DANS TROIS BASSINS VERSANTS DU SUD-OUEST QUÉBÉCOIS TRIBUTAIRES DU FLEUVE SAINT-LAURENT

Étude financée par

le ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec

et Santé Canada

dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000

Réalisé par

Pierre Chevalier[1,2,3], Ph.D.
Régis Pilote[2], M.Sc.
Jean-Marc Leclerc[3], M.Sc.

[1] Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval)
[2] Département des sciences animales (Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval)
[3] Institut national de santé publique du Québec

Décembre 2001

Cette étude a été effectuée dans le cadre des activités du volet Santé du programme Saint-Laurent Vision 2000 par l'Unité de recherche en santé publique du Centre hospitalier de l'Université Laval (CHUL) ainsi que par l'Institut national de santé publique du Québec

Référence à citer :

CHEVALIER, P.,R. PILOTE et J.-M. LECLERC (2001). *Risques à la santé publique découlant de la présence de cyanobactéries (algues bleues) toxiques et de microcystines dans trois bassins versants du sud-ouest québécois tributaires du fleuve Saint-Laurent.* Unité de recherche en santé publique (Centre hospitalier de l'Université Laval) et Institut national de santé publique, 151p.

Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Québec, 2001

Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Canada, 2001

ISBN : 2-89496-167-7

ENVIRODOQ : ENV/2001/0122

SANTÉCOM : P-15,249

RÉSUMÉ

Dans un contexte d'évaluation du risque à la santé publique, ce projet avait pour but d'effectuer un relevé de la présence de cyanobactéries (algues bleues) et de leurs toxines dans trois bassins versants du sud-ouest de la province de Québec. Ces bassins ont été sélectionnés en fonction 1) de données climatiques et géographiques (température moyenne estivale, localisation) 2) de leur vulnérabilité à la pollution par le phosphore 3) de leur utilisation comme source d'approvisionnement en eau potable ou pour des activités récréatives à contact primaire (baignade, ski nautique, etc.).

Les quatre principaux cours d'eau du bassin de la Yamaska (Yamaska, Yamaska Sud-est, Yamaska Nord et Noire) ont été échantillonnés compte tenu de l'importance des activités agricoles, industrielles et des rejets municipaux susceptibles d'engendrer notamment une pollution par le phosphore. La présence de prises d'eau approvisionnant six importantes municipalités (plus de 100 000 personnes desservies au total) et quelques lieux de baignades très fréquentés ont fait en sorte que ce bassin a reçu une attention particulière, étant échantillonné quatre fois. Par ailleurs, la portion aval du bassin de la rivière L'Assomption a fait l'objet de deux séries d'échantillonnage. Ce secteur a été choisi parce qu'il est le plus pollué, que cinq municipalités y puisent leur eau brute dans trois rivières du bassin (L'Assomption, de l'Achigan et Ouareau) ainsi qu'en tenant compte d'un usage récréatif pouvant engendrer certains contacts avec l'eau. Finalement, compte tenu de sa localisation méridionale, de la présence d'activités agricoles intensives et d'un important potentiel récréatif (largement sous-utilisé à cause de la pollution), le secteur aval de la rivière Châteauguay (rivières Châteauguay et des Anglais) a été visité à deux reprises. Toutefois, aucune municipalité n'y puisait son eau brute.

Des échantillons ont été prélevés entre la fin de juillet et le milieu de septembre de l'année 2000 afin d'identifier les cyanobactéries et les cyanotoxines, plus particulièrement l'anatoxine-a (neurotoxine) et quatre types de microcystines (hépatotoxines). Les cyanobactéries ont été identifiées à l'espèce et énumérées au microscope à contraste de phase. Les toxines ont été identifiées et quantifiées à l'aide de la chromatographie liquide à haute performance, couplée à la spectrométrie de masse.

Les résultats n'ont pas démontré la présence d'un risque notable en ce qui concerne la concentration des toxines libres dans l'eau, tant brute que traitée, ou dans les zones de récréation. Les plus fortes concentrations de microcystines dans l'eau traitée et les zones de baignade étaient au moins 100 fois inférieures au critère provisoire de Santé Canada (1,5 µg/L pour la microcystine-LR, la seule cyanotoxine ayant fait l'objet d'une caractérisation du risque au Canada). La plus forte concentration de microcystines (près de 0,9 µg/L) a été retrouvée dans l'eau brute de la rivière Yamaska près de la prise d'eau de St-Hyacinthe; dans l'eau traitée les microcystines étaient cependant non détectables à cette période (inférieures à 0,1 mg/L).

En ce qui concerne la présence des cyanobactéries considérées toxiques, des espèces de plusieurs genres (*Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Microcystis*) ont été systématiquement identifiées dans l'ensemble du bassin de la Yamaska, alors qu'elles étaient absentes des deux autres bassins versants. Dans les zones récréatives de ce bassin, les densités de cyanobactéries toxiques étaient faibles dans le réservoir Choinière et le lac Brome. Par contre, la plage municipale du lac Waterloo se serait avérée impropre à la baignade à chacun des échantillonnages, le nombre d'espèces toxiques variant de 110 000 à 406 000 cellules/mL. Cette interprétation est basée sur le seuil provisoire de 20 000 cyanobactéries/mL fixé par l'OMS. Cette organisation suggère cependant la prise en compte de l'ensemble des cyanobactéries et non seulement de celles reconnues pour la synthèse de toxines spécifiques (neurotoxines et hépatotoxines). Dans ce contexte, toutes les zones récréatives visitées à l'été 2000 dans le bassin de la Yamaska (lacs Brome et Waterloo ainsi que le réservoir Choinière) auraient été qualifiées d'impropres à la baignade à plusieurs reprises, avec des concentration de cyanobactéries totales variant de 40 000 à 630 000 cellules/mL.

En conclusion, cette étude suppose l'absence apparente de risque à l'égard des cyanotoxines dans l'eau de consommation et de baignade dans le bassin de la Yamaska, mais un risque potentiel en ce qui concerne la pratique d'activités nautiques à contact primaire. Un suivi plus systématique des zones sensibles aux proliférations de cyanobactéries pourrait permettre de mieux cerner ce risque qui est susceptible de varier d'une année à l'autre en fonction des conditions météorologiques et environnementales.

ABSTRACT

Public health risks arising from the presence of cyanobacteria (blue-green algae) and microcystins in three southwest Quebec watersheds flowing into the St. Lawrence River

As a public health risk assessment initiative, this project was aimed at detecting the presence of cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins in three southwest Quebec watersheds. These watersheds were selected based on: 1) their climatic and geographical characteristics (mean summer temperature, location); 2) their susceptibility to phosphorus pollution; and 3) their use as a drinking water supply source or for primary-contact recreational activities (swimming, waterskiing).

Sampling was conducted on the four main water courses of the Yamaska River watershed (the Yamaska, Yamaska Sud-est, Yamaska Nord and Noire), given the likelihood of phosphorus pollution caused by urban wastewater and the high level of agricultural/industrial activity in the area. Because this watershed also contained waterworks intakes for six large municipalities (supplying over 100,000 people), as well as a number of popular swimming spots, it merited special attention and was consequently sampled four times. Two sets of samples were also taken from the downstream portion of the L'Assomption watershed (just northeast of Montreal). This area was chosen for three reasons: it is the most highly polluted; five towns draw their raw water from three rivers in the watershed (L'Assomption, De l'Achigan and Ouareau rivers); and it is used for recreational activities that could involve water contact. Finally, on account of its southern location, the intensive agricultural activity in the area, and its high recreational potential (largely underutilized because of pollution), the downstream portion of the Châteauguay River watershed (Châteauguay and Des Anglais rivers, just southwest of Montreal) was sampled twice. It is not a source of municipal raw water, however.

Water samples were taken from late July to mid-September 2000 in order to detect cyanobacteria and cyanobacterial toxins, particularly anatoxin-a (a neurotoxin) and four types of microcystins (hepatotoxins). The cyanobacteria were identified by species and counted using a phase contrast microscope. The toxins themselves were identified and quantified using high-performance liquid chromatography, coupled with mass spectrometry.

Results revealed that the concentration of free toxins in raw and treated water, as well as recreational zones, did not pose a significant risk. The highest concentrations of microcystins in treated water and swimming areas were at least 100 times lower than Health Canada provisional guidelines (1.5 µg/L for microcystin-LR, the only cyanotoxin that underwent a risk characterization in Canada). The highest concentration of microcystins (0.9 µg/L) was found in raw water from the Yamaska River, near the Saint-Hyacinthe water intake. There were no detectable microcystins in the treated water, however (less than 0.1 mg/L).

Various species of toxin-producing cyanobacteria (*Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis*) were systematically detected throughout the Yamaska watershed, although none was present in the other two watersheds. As for the watershed's recreational zones, the Choinière reservoir and Brome Lake contained only weak densities of toxic cyanobacteria. The municipal beach on Waterloo Lake was deemed unfit for swimming after each round of sampling, with the number of toxic species ranging from 110,000 to 406,000 cells/mL. This interpretation is based on the provisional threshold of 20,000 cyanobacteria/mL set by the World Health Organization. The WHO suggests that all cyanobacteria be taken into account, however, not just those known to produce specific toxins (neurotoxins and hepatotoxins). Based on these criteria, all recreational zones visited during summer 2000 in the Yamaska watershed (Brome and Waterloo lakes, as well as the Choinière reservoir) would have been classified as unfit for swimming on multiple occasions, with total cyanobacteria concentrations ranging from 40,000 to 630,000 cells/mL.

In conclusion, this study appears to reveal a very low level of risk for cyanotoxins in drinking and swimming water in the Yamaska watershed, but a potential risk for primary-contact water sports. More systematic monitoring of areas vulnerable to cyanobacteria proliferation could help better pinpoint this risk, which is liable to vary from year to year depending on climatic and environmental conditions.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les personnes dont la coopération s'est avérée essentielle à la réalisation de cette étude :

- *Michèle Bélanger*, Direction de la protection de la santé publique, ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (coordination, volet santé, SLV 2000)
- *Daniel G. Bolduc*, M.Sc., Institut national de santé publique du Québec (responsable du secteur santé et environnement)
- *Robert Bolduc*, usine de filtration, ville de Saint-Hyacinthe
- *Lucie Bruneau*, usine de filtration, ville de Cowansville
- *Gilles Comtois*, centre de traitement d'eau, ville de Granby
- *Christian deBlois*, M.Sc., Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (chimie organique), ministère de l'Environnement du Québec (analyse des cyanotoxines)
- *Paul B. Hamilton*, M.Sc., Musée canadien de la nature, Service de la recherche (identification des cyanobactéries)
- *Antoine Laporte*, Division des eaux, ville de Repentigny
- *Annie Laverdière*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (chimie organique), ministère de l'Environnement du Québec (analyse des cyanotoxines)
- *Francine Matte-Savard*, ministère de l'Environnement du Québec (cartographie)
- *Yvon Morin*, service du traitement des eaux, ville d'Acton Vale
- *Nicole Nadeau*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (chimie organique), ministère de l'Environnement (analyse des cyanotoxines)
- *François Paquet*, usine de filtration, ville de Bromont
- *Isabelle Piché*, M.Sc., Direction régionale de Montréal, ministère de l'Environnement du Québec
- *Claude Potvin*, Centrale de filtration, ville de L'Épiphanie
- *Michel Poulin*, Ph.D., Musée canadien de la nature, Service de la recherche (taxonomie des cyanobactéries)
- *Luc Rondeau*, station de traitement d'eau, ville de Joliette
- *Pierre Rondeau*, centrale de traitement de l'eau, ville de Crabtree
- *Christian Sauvageau*, centrale de traitement de l'eau, ville de l'Assomption
- *Daniel Surprenant*, centrale de traitement de l'eau, ville de Farnham

Les personnes suivantes ont effectué une lecture critique du rapport :

- *Sylvie Blais*, biologiste, direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement du Québe)
- *Christian Bouchard*, Ph.D., ing. Département de génie civil, Université Laval
- *Patrick Levallois*, m. d., M.Sc., Département de médecine sociale et préventive, Université Laval
- *Denise Phaneuf*, M.Sc., Institut national de santé publique du Québec
- *Yves Prairie*, Ph.D., Département des sciences biologique, Université du Québec à Montréal
- *Sylvain Primeau*, M.Sc., Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec
- *Marc Simoneau*, M.Sc., Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement du Québec

Table des matières

Page

RÉSUMÉ III
ABSTRACT V
REMERCIEMENTS VII
INTRODUCTION 1
1. LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES : REVUE DE LITTÉRATURE 3
1.1 LES CYANOBACTÉRIES 3
1.2 LES FACTEURS QUI FAVORISENT LEUR PROLIFÉRATION 3
1.3 LES CYANOTOXINES 5
1.4 PRÉSENCE DES CYANOTOXINES DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE 12
1.5 MÉTHODES DE DÉTECTION ET D'IDENTIFICATION DES CYANOTOXINES 15
1.6 TOXICOLOGIE 18
1.6.1 Absorption et bioaccumulation : le cas des microcystines 18
1.6.2 Toxicité aiguë et chronique des cyanotoxines : études animales en laboratoire 19
1.6.3 Effets chez les animaux 25
1.6.4 Effets sur la santé humaine 26
1.7 L'ÉVALUATION DU RISQUE 29
1.7.1 Le risque associé aux activités récréatives 29
1.7.2 Le risque lié à la consommation d'eau – ligne directrice 31
1.8 LES TRAITEMENTS DE L'EAU REQUIS POUR L'ÉLIMINATION DES CYANOTOXINES 33
1.8.1 Rappels sur le traitement de l'eau potable 33
1.8.2 Effets des traitements sur les cyanotoxines 37
1.9 L'ÉTAT DES CONNAISSANCES AU QUÉBEC 40
2. LES ZONES D'ÉTUDE 42
2.1 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE L'ASSOMPTION 42
2.2 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHÂTEAUGUAY 46
2.3 LE BASSIN DE LA RIVIÈRE YAMASKA 51
2.4 LES USINES DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE 56
2.4.1 Le bassin de la rivière L'Assomption 56
2.4.2 Le bassin de la rivière Yamaska 59
3. MÉTHODOLOGIE 59
3.1 LOCALISATION ET FRÉQUENCE DES ÉCHANTILLONNAGES 61
3.2 IDENTIFICATION ET DOSAGE DES CYANOTOXINES 68
3.3 DOSAGE DU PHOSPHORE RÉACTIF DISSOUS 69
3.4 IDENTIFICATION ET ÉNUMÉRATION DES CYANOBACTÉRIES 70
4. RÉSULTATS 72
4.1 OBSERVATIONS SUR LE TERRAIN 72
4.1.1 Bassin de la rivière L'Assomption 72
4.1.2 Bassin de la rivière Châteauguay 73
4.1.3 Bassin de la rivière Yamaska 75
4.2 LA TEMPÉRATURE DE L'EAU 79
4.2.1 Bilan météorologique de l'été 2000 81
4.3 LE PHOSPHORE DISSOUS 81
4.4 L'ANATOXINE-A ET LES MICROCYSTINES 83

4.4.1 L'anatoxine-a *83*
4.4.2 Les microcystines *83*
4.5 LES CYANOBACTÉRIES TOXIQUES 87
5. DISCUSSION 92
5.1 L'EFFET DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LA PRÉSENCE DES PROLIFÉRATIONS DE CYANOBACTÉRIES ET DES MICROCYSTINES 92
5.2 DÉNOMBREMENT, DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DES ESPÈCES TOXIQUES 97
5.3 CONCENTRATIONS, DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE ET TEMPORELLE DES MICROCYSTINES 98
5.4 LE RISQUE DANS LES EAUX DE RÉCRÉATION (INGESTION ET CONTACT CUTANÉ) 101
5.5 LE RISQUE DÉCOULANT DE L'INGESTION DE L'EAU POTABLE 102
6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES 104
7. RÉFÉRENCES 109
ANNEXES 119
ANNEXE 1 : PHOTOGRAPHIES 121
PHOTOGRAPHIE 1. IMPORTANTE PROLIFÉRATION DE CYANOBACTÉRIES AVEC PRÉSENCE D'ÉCUME (YAMASKA NORD, RÉSERVOIR LEMIEUX, VILLE DE GRANBY, 28 AOÛT) 122
PHOTOGRAPHIE 2. MACROPHOTOGRAPHIE DE L'ÉCUME SÉCHANT SOUS L'EFFET DU SOLEIL (YAMASKA NORD, RÉSERVOIR LEMIEUX, VILLE DE GRANBY, 28 AOÛT) 123
PHOTOGRAPHIE 3. LA RIVIÈRE DE L'ACHIGAN PRÈS DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE L'ÉPIPHANIE (24 JUILLET) 124
PHOTOGRAPHIE 4. UTILISATION AGRICOLE DU RIVAGE DE LA RIVIÈRE DE L'ACHIGAN 1,5 KM EN AMONT DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE L'ÉPIPHANIE (24 JUILLET). 124
PHOTOGRAPHIE 5. IMPORTANT DÉVELOPPEMENT VÉGÉTAL DANS LA ZONE DU MARAIS SUBMERGÉ DANS LE BASSIN DE SAINTE-MARTINE, NOTAMMENT COMPOSÉ D'ÉLODÉE DU CANADA (*ELODEA CANADENSIS*), DE MYRIOPHYLLE DE SIBÉRIE (*MYRIOPHYLLUM SIBIRICUM*) AINSI QUE DE MOUSSES AQUATIQUES ET D'ALGUES NON IDENTIFIÉES (16 AOÛT). 125
PHOTOGRAPHIE 6. IMPORTANTE CROISSANCE DELA LENTILLE AQUATIQUE (LEMNA MINOR) DANS LA RIVIÈRE DES ANGLAIS PRÈS DE HOWICK(16 AOÛT). 125
PHOTOGRAPHIE 7. PROLIFÉRATION AVEC ÉCUME À L'EXUTOIRE DU LAC BROME (19 SEPTEMBRE). 126
PHOTOGRAPHIE 8. PROLIFÉRATION AVEC ÉCUME DANS LA RIVIÈRE YAMASKA PRÈS DE LA PRISE D'EAU DE LA MUNICIPALITÉ DE BROMONT (19 SEPTEMBRE) 126
PHOTOGRAPHIE 9. *ANABAENA LEMMERMANNII* (SECTEUR BROMONT); FILAMENT INCURVÉ COMPRENANT UNE QUINZAINE DE CELLULES (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE ≈6 µM; GROSSISSEMENT, 1 500). 127
PHOTOGRAPHIE 10. *MICROCYSTIS WESENBERGII* (SECTEUR BROMONT); COLONIE DE QUELQUES DIZAINES DE CELLULES ENVELOPPÉE D'UNE GAINE DE MUCILAGE (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE ≈ 7,5µM; GROSSISSEMENT, 1 500) 127
PHOTOGRAPHIE 11. *ANABAENA SPIROIDES* VAR *CRASSA* (LAC WATERLOO); FILAMENT SPIRALÉ COMPRENANT PLUSIEURS DIZAINES DE CELLULES (GROSSISSEMENT, 250). 128
PHOTOGRAPHIE 12. *APHANIZOMENON FLOS-AQUAE* (RÉSERVOIR CHOINIÈRE); FILAMENT DROIT COMPRENANT REPRÉSENTANT UNE SEULE CELLULE (DIAMÈTRE D'UNE CELLULE ≈ 3,7 µM; GROSSISSEMENT, 1 500). 128
ANNEXE 2 : COORDONNEES DES USINES DE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE 129
ANNEXE 3 : RESULTATS BRUTS DE L'IDENTIFICATION ET DE L'ENUMERATION DES CYANOBACTERIES POUR NEUF STATIONS DU BASSIN DE LA YAMASKA (23 ECHANTILLONS) 133

Liste des tableaux

Tableau 1. Cyanobactéries reconnues pour produire des neurotoxines 8
Tableau 2. Cyanobactéries reconnues pour produire des hépatotoxines 9
Tableau 3. Seuil de sensibilité et principales caractéristiques associées aux méthodes de détection et d'identification des cyanotoxines. 18
Tableau 4. Liste des espèces (ou genres) de cyanobactéries reconnues toxiques identifiées dans les eaux dulcicoles du Québec 41
Tableau 5. Tableau synoptique des concentrations d'éléments et de composés utilisés dans les 11 usines de traitement d'eau potable visitées 58
Tableau 6. Localisation (d'aval en en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations du bassin de la rivière Châteauguay 63
Tableau 7. Localisation (d'aval en en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations du bassin de la rivière L'Assomption 64
Tableau 8a. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations de la rivière Yamaska 65
Tableau 8b. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations de la rivière Yamaska Sud-Est. 66
Tableau 8c. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations des rivières Yamaska Nord et Noire. 67
Tableau 9. Température (en °C) de l'eau brute des usines de traitement de l'eau potable ainsi qu'aux réservoir Lemieux et au lac Brome 80
Tableau 10. Concentration en phosphore réactif dissous (mg/L de P) 82
Tableau 11. Concentration en microcystine-LR (µg/L) dans les bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay 84
Tableau 12. Concentration des microcystines-LR, -RR et -YR (µg/L) dans le bassin de la Yamaska, d'aval en amont 85
Tableau 13. Identification et décompte des cyanobactéries toxiques (nb/ml) dans le bassin de la rivière Yamaska, d'amont en aval 87
Tableau 14. Regroupement, par genre, des cyanobactéries toxiques du bassin de la Yamaska et leur proportion par rapport au nombre total de cyanobactéries (nb/mL), d'amont en aval 89
Tableau 15. Espèces toxiques identifiées dans neuf stations du bassin de la rivière Yamaska et toxines potentiellement produites 91

Liste des figures

Figure 1 : Structure générale des microcystines 10
Figure 2 : Structure de la microcystine-LR 11
Figure 3 : Schéma générique des traitements possibles pour produire de l'eau potable 35
Figure 4 : Bassin versant de la rivière L'Assomption 45
Figure 5 : Délimitation des portions québécoise et new-yorkaise du bassin versant de la rivière Châteauguay 49
Figure 6 : Portion québécoise du bassin versant de la rivière Châteauguay 50
Figure 7 : Bassin versant de la rivière Yamaska 54

INTRODUCTION

L'accès à une eau de qualité est devenu un problème d'envergure, découlant notamment de la contamination par les micro-organismes, les substances toxiques ou par celles qui favorisent l'eutrophisation (azote et phosphore).

Le Québec est l'une des régions de la planète où la ressource hydrique est particulièrement abondante et largement suffisante pour tous les besoins. Toutefois, la concentration de la population dans l'extrême frange méridionale du territoire, qui a engendré une importante urbanisation ainsi qu'un développement majeur des activités industrielles et agricoles, a entraîné une pollution très importante de plusieurs cours et plans d'eau. Au Québec, les secteurs les plus touchés par la pollution sont le sud-ouest et le centre, englobant notamment les régions de Montréal, de la Montégérie, ainsi qu'une partie des régions de l'Outaouais, des Laurentides, de Lanaudière, des Cantons de l'Est, de la Beauce, de Bellechasse et de Québec. Parmi les problèmes qui se sont manifestés au cours de la dernière décennie, ceux découlant de la prolifération de cyanobactéries sont d'abord passés inaperçus, mais ils commencent maintenant à retenir l'attention publique.

Les cyanobactéries, ou algues bleues, sont des micro-organismes ubiquistes retrouvés depuis les pôles jusqu'aux régions tropicales. Plus de 99% des espèces connues représentent peu de danger pour la santé humaine ou animale, mais une trentaine d'espèces produisent des toxines. La préoccupation, à l'égard de la santé publique, découle essentiellement de la présence de cyanotoxines dans des secteurs servant d'approvisionnement en eau potable ou utilisés pour des activités récréatives à contact primaire (baignade, ski nautique, etc.). Dans ce dernier cas, on devrait tenir compte du dénombrement total des cyanobactéries, ou de leur densité (biomasse). La prolifération de ces organismes photosynthétiques autotrophes étant favorisée par la présence d'un surplus de substances nutritives (surtout le phosphore), les secteurs à fortes activités agro-industrielles ou urbanisés doivent faire l'objet d'une surveillance particulière.

Au Canada, des données quant à la présence de cyanobactéries toxiques, ont été colligées depuis plusieurs décennies dans les provinces de l'Ouest, notamment en Alberta; l'état de la situation est cependant inconnu en ce qui concerne l'Est du pays, à l'exclusion d'une étude exploratoire effectuée par le ministère de l'Environnement du Québec en 1999. La présente

étude a été effectuée dans le but de vérifier la présence de cyanobactéries toxiques et détecter les toxines les plus préoccupantes. Les trois bassins versants choisis pour l'étude ont été sélectionnés sur la base des conditions environnementales favorables à la prolifération des cyanobactéries (climatologie et pollution), le tout dans une optique de risque potentiel à la santé publique.

1. LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES : REVUE DE LITTÉRATURE

Cette première section résume l'essentiel des connaissances les plus récentes acquises quant à la présence des cyanobactéries dans les régions habitées, la nature de leurs toxines, leurs effets sur la santé ainsi que l'évaluation du risque.

1.1 Les cyanobactéries

Les cyanobactéries, aussi appelées algues bleues, sont des bactéries photosynthétiques qui se répartissent en quelques 150 genres totalisant environ 2000 espèces. D'abord classées comme des algues (organismes eucaryotes), des études plus poussées de leur ultrastructure ont permis de les intégrer dans le grand groupe des organismes procaryotes (sans noyau cellulaire), compte tenu de leur similitude avec les bactéries Gram négatif. Les deux types de classification sont cependant encore en vigueur, ces organismes pouvant être indifféremment appelés cyanobactéries ou algues bleues (Duy *et al*, 2000; Tandeau de Marsac, 1991).

Les cyanobactéries tolèrent bien les environnements extrêmes (chaleur et froid intenses, sécheresse, pH acides ou alcalins) et elles sont présentes dans tous les environnements, depuis les glaces polaires jusqu'aux régions désertiques et même dans les eaux chaudes des geysers (Lee, 1999; Prescott *et al*, 1995). Ces bactéries ont une dimension de 3 à 10 µm[1] diamètre pouvant être, dans l'eau, sous forme unicellulaire ou s'agglutiner dans un mucilage pour former des colonies de plusieurs milliers de cellules. La présence de cette enveloppe mucilagineuse leur permet de survivre aux conditions environnementales difficiles (Bergey's, 1984; Van den Hoek *et al*, 1995).

1.2 Les facteurs qui favorisent leur prolifération

La présence de phosphore est essentielle pour la croissance et la prolifération des cyanobactéries alors que celle de l'azote est facultative, certaines espèces étant capable de fixer l'azote atmosphérique. Le phosphore est identifié comme étant la substance critique puisqu'il est habituellement l'élément limitant en milieu aquatique dulcicole (Prairie et Soucisse, 1999). En étudiant l'effet de plusieurs facteurs environnementaux sur la croissance de cyanobactéries, une forte corrélation positive a été notée avec la concentration en phosphore soluble dans l'eau (Eynard *et al*, 2000; Jacoby *et al*, 2000). Kotak *et al* (2000) ont montré qu'un

[1] Micromètre = 10^{-6} mètre

rapport azote/phosphore (N:P) de 5 ou moins est clairement associé aux proliférations de cyanobactéries, montrant ainsi l'importance du phosphore, le rapport habituellement existant dans une eau naturelle non polluée étant de plus de 30 (Smith, 1983). Cette observation est confirmée par Kotak *et al* (2000) qui, sur la base de données recueillies durant cinq ans, ont établi une corrélation significative ($p < 0,005$; $r = 0,45$) entre la biomasse d'une espèce toxique, *Microcystis aeruginosa*, et le phosphore total.

Dans ce contexte, le rejet de substances nutritives inorganiques, provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales ou d'activités agricoles, est susceptible de favoriser la prolifération des algues microscopiques et celle des cyanobactéries (Coote et Gregorich, 2000; Duy *et al*, 2000). Il a d'ailleurs été démontré que les cyanobactéries sont particulièrement actives dans les eaux polluées et eutrophes (Heinrich et Hergt, 1993). Néanmoins, des proliférations de cyanobactéries ont été observées dans des lacs classifiés comme oligotrophes et mésotrophes (Blais, 2001). Cette capacité d'utiliser le phosphore fait d'ailleurs l'objet de recherches depuis plusieurs années, avec des espèces de cyanobactéries non toxiques, dans le cadre de la mise au point de traitements tertiaires des eaux usées (Chevalier *et al*, 2000).

L'intensité lumineuse à la surface de l'eau[2] varie habituellement de 700 à 1 000 µmoles quanta/cm^2 (soit 7 000 à 10 000 lux ou 70 à 100 W/m^2); la croissance de la plupart des cyanobactéries est cependant inhibée lorsqu'elles sont soumises en permanence à une intensité supérieure à 320 µmoles quanta/cm^2 (Chorus et Bartram, 1999). Plusieurs espèces possèdent toutefois des vésicules gazeuses qui leur permettent d'ajuster leur position (flottabilité) dans l'eau, leur permettant ainsi de s'éloigner de la surface pour ne pas être soumises à une intensité lumineuse trop forte.

En ce qui concerne l'effet de la température, on peut noter une augmentation du taux de croissance jusqu'à environ 35 °C, bien que la température optimale se situe habituellement entre 20 et 25 °C, ce qui n'empêche toutefois pas la croissance à une température de l'ordre de 10 °C pour plusieurs espèces (Tang *et al*, 1997). Dans l'hémisphère nord, la croissance des cyanobactéries se manifeste surtout à partir du milieu de l'été, lorsque la température de l'eau atteint 20 °C.

La prolifération excessive de cyanobactéries, phénomène aussi appelé «fleur d'eau» ou plus spécifiquement «floraison» («bloom» en langue anglaise), peut donner à l'eau une couleur

[2] En été dans les régions tempérées

verdâtre, bleue ou turquoise et parfois une texture quasi visqueuse avec formation de croûte en surface, surtout dans des secteurs où il y a très peu de mouvement en surface (photographie 1, annexe 1). Lorsque les proliférations se concentrent à la surface il peut y avoir formation d'une écume bleue ou verte dont la surface tend à sécher au soleil (photographie 2, annexe 1). La formation de l'écume est un phénomène surtout nocturne car elle découle de l'incapacité des micro-organismes à diminuer leur flottabilité durant la nuit, ce qui amène leur concentration près de la surface (Chorus et Bartram, 1999); cette écume peut cependant être déplacée par le vent ou le courant (Duy *et al*, 2000; Santé Canada, 1998). Il faut toutefois noter que l'absence d'écume en surface ne signifie pas qu'il y a absence de prolifération, cette dernière pouvant être répartie uniformément dans la colonne d'eau; une coloration verdâtre de l'eau peut alors servir d'indicateur. Une certaine expérience est toutefois requise pour bien relier une couleur anormale à une prolifération de cyanobactéries, ce qui limite malheureusement l'identification des proliférations par des spécialistes ou des personnes formées.

1.3 Les cyanotoxines

Les cyanobactéries produisent des substances toxiques, les cyanotoxines, désignées comme étant des métabolites secondaires qui sont des composés non essentiels pour la croissance ou la survie immédiate des micro-organismes. Les antibiotiques et la plupart des toxines microbiennes, telles les mycotoxines (par exemple, les aflatoxines), sont considérés comme des métabolites secondaires. La quantité de cyanotoxines synthétisée dans le milieu intracellulaire (notamment dans le cas des microcystines) serait directement liée au taux de croissance des cyanobactéries. Un rapport avec le processus de la photosynthèse a ainsi été établi, sans que le lien entre les cyanotoxines et la chlorophylle ait pu être clarifié (Long *et al*, 2001).

Le rôle écologique des cyanotoxines n'a pas été précisément déterminé, mais trois hypothèses sont retenues (Paerl et Millie, 1996) : 1) ces composés seraient impliqués dans certains processus, notamment la biosynthèse ou le catabolisme de pigments; 2) ces substances favoriseraient une association (mutualisme) avec certaines bactéries aquatiques dans le but de former des consortiums microbiens bénéfiques; 3) à l'instar des antibiotiques, les cyanotoxines pourraient procurer un rôle compétitif aux cyanobactéries en leur permettant d'éliminer d'autres organismes (bactéries, phytoplancton, zooplancton, etc.). La dernière hypothèse est cependant difficile à étayer dans la mesure où les cyanotoxines sont surtout intracellulaires (endotoxines), contrairement aux antibiotiques.

Facteurs favorisant la synthèse des toxines

Température et intensité lumineuse

La température de l'eau pourrait être un facteur favorisant la production de cyanotoxines; une inhibition est habituellement notée vers 30 °C, alors que la synthèse serait favorisée aux environs de 20 °C (Rapala et Sivonen,1998). Kotak *et al* (2000) ont cependant montré qu'il n'y avait pas de corrélation (r = 0,00) entre ce paramètre et la production d'une microcystine spécifique. Des proliférations de cyanobactéries, avec production de toxines, peuvent se développer en concentration suffisante, à une température de 15 °C, pour empoisonner du bétail (Frazier *et al*, 1998).

Quant à l'effet de l'intensité lumineuse, des études ont démontré une inhibition de la synthèse à faible luminosité, alors que d'autres ont plutôt mis en évidence une inhibition à forte intensité (Duy *et al*, 2000; Kotak *et al*, 2000; Rapala et Sivonen, 1998; Watanabe et Oishi, 1985). Kotak *et al* (2000), ainsi que Tsuji *et al* (1996), ont montré qu'il y avait une très bonne corrélation ($p < 0,005$; $r = 0,48$; données statistiques non fournies par Tsuji *et al*) entre la concentration en chlorophylle «a» et celle de la microcystine-LR (voir plus loin pour une description des types de microcystines) dans plusieurs lacs. Cette relation doit cependant être interprétée avec prudence dans la mesure où toutes les cyanobactéries et les algues microscopiques, toxiques ou non, contribuent à la présence de chlorophylle «a». Par ailleurs, la découverte récente de deux gènes impliqués dans la transcription et la synthèse d'une toxine, la microcystine-LR, a aussi mis en évidence l'influence de l'intensité lumineuse sur cette synthèse; la production de la toxine serait favorisée par de faibles intensités, de l'ordre de 40 à 70 µmoles quanta/cm^2.seconde, lorsque les cyanobactéries arrivent à la fin de leur phase de croissance active (exponentielle) (Kaebernick *et al*, 2000). L'absence de consensus sur l'effet de la température et de l'intensité lumineuse ne permet pas de considérer actuellement ces paramètres comme jouant un rôle définitif dans la synthèse des cyanotoxines.

Les substances nutritives

Une corrélation positive existe avec une augmentation de la concentration de phosphore qui stimule le métabolisme microbien, plus particulièrement les voies métaboliques responsables de la synthèse des toxines qui exigent la présence de composés énergétiques phosphorés comme l'ATP (Sivonen, 1990; Rapala et Sivonen, 1998). Kotak *et al* (2000) ont établi une corrélation très significative ($p < 0,005$; $r = 0,54$) entre la concentration de phosphore total et celle de la microcystine-LR libre dans l'eau. Cette observation est confirmée par une autre corrélation entre le rapport N/P et la concentration intracellulaire de la toxine ($p < 0,02$; $r^2 = 0,70$), démontrant le rôle primordial du phosphore.

Cyanobactéries produisant des cyanotoxines; classes de cyanotoxines

Plusieurs genres de cyanobactéries comprenant des espèces synthétisant des toxines ont été identifiés, les plus communs étant *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* et *Oscillatoria* (*Planktothrix*)[3]. Ces genres ont la capacité de proliférer abondamment, d'engendrer des floraison et de l'écume de surface (Duy *et al*, 2000).

Trois grandes classes de cyanotoxines ont été identifiées : les neurotoxines, les hépatotoxines et les endotoxines de nature lipopolysaccharidique (Carmichael, 1992). Les neurotoxines comprennent l'anatoxine-a, l'anatoxine-a(s), la saxitoxine ainsi que la néosaxitoxine. Les hépatotoxines regroupent les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine. Quant aux endotoxines de nature lipopolysaccharidique (endotoxines LPS), ce sont des molécules structurales de la membrane cellulaire. Le tableau 1 présente la liste des espèces synthétisant des neurotoxines et le tableau 2 celle des hépatotoxines. Quant aux endotoxines LPS, la majorité des cyanobactéries en produisent.

Ces listes ne sont pas exhaustives car les données disponibles sur la production des toxines sont encore incomplètes. De nouvelles espèces s'ajouteront éventuellement alors que l'on pourra valider la production de toxines par certaines d'entre elles. Il existe ainsi près d'une trentaine d'espèces qui pourraient synthétiser des cyanotoxines dont la nature n'a pas été confirmée. Parmi elles, citons *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Gomphosphaeria lacustria*,

[3] Le genre *Oscillatoria* a été renommé *Planktothrix*.

Gomphosphera nageliana, *Gloeotrichia echinulata*, *Lyngbya majuscula*, *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *formosa*, *Pseudoanabaena catenata* et *Schizotrix calcicola* (Yoo et al, 1995).

Les neurotoxines

Comme leur dénomination l'indique, ces toxines agissent principalement sur le système nerveux. On en compte au moins trois types (tableau 1), dont la plus connue est l'anatoxine-aqui est surtout retrouvée en Amérique du Nord (Rapala et Sivonen, 1998; WHO, 1998a). La saxitoxine et la néosaxitoxine sont des molécules principalement synthétisées par des dinoflagellés du genre *Gonyaulax* (algues microscopiques marines) et qui sont responsables d'intoxications alimentaires suite à la consommation de fruits de mer. On a cependant mis en évidence la synthèse de ces composés par quelques cyanobactéries, notamment *Aphanizomenon flos-aquae*. Les neurotoxines agissent en bloquant les canaux ioniques permettant le transport actif primaire dans la paroi cellulaire (notamment la pompe à sodium) (Codd *et al*, 1999).

Tableau 1. Cyanobactéries reconnues pour produire des neurotoxines[a]

TYPE DE NEUROTOXINES	GENRES OU ESPÈCES
Anatoxine-a	*Anabaena flos-aquae* *Anabaena solitaria planctonica*[b] *Anabaena spiroides* var. *crassa* *Anabaena circinalis* *Anabaena variabilis* *Aphanizomenon* sp. *Oscilatoria* (*Planktothrix*) sp.
Anatoxine-a(s)	*Anabaena flos-aquae* *Anabaena lemmermanni*
Saxitoxine et néosaxitoxine	*Ababaena circinalis* *Aphanizomenon flos-aquae* *Cylindrospermopsis raciborskii* *Lyngbya wollei*

[a] D'après Chorus et Bartram (1999), Duy *et al* (2000) et Yoo *et al* (1995).

[b] Ne pas confondre *A solitana planctonica* avec *A. planctonica*, deux espèces distinctes.

Tableau 2. Cyanobactéries reconnues pour produire des hépatotoxines[a]

TYPE D'HÉPATOTOXINES	ESPÈCES
Cylindrospermopsine	*Aphanizomenon ovalisporum* *Cylindrospermopsis raciborskii* *Umezakia natans*
Microcystines	*Anabaena circinalis* *Anabaena flos-aquae* *Anabaena lemmermannii* *Anabaena variabilis* *Anabaenopsis milleri* *Aphanizomenon flos aquae*[b] *Microcystis aeruginosa* *Microcystis viridis* *Microcystis wesenbergii* *Nostoc rivulare* *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *acutissima* *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *agardhii/rubescens* *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *limosa*
Nodularine	*Nodularia spumigena*

[a] D'après Chorus et Bartram (1999), Duy *et al* (2000) et Yoo *et al* (1994).

[b] Cette espèce peut synthétiser une petite quantité de microcystines (Duy *et al*, 2000; Y. Prairie, Université du Québec à Montréal, communication personnelle).

L'anatoxine et la saxitoxine comptent parmi les neurotoxines les plus puissantes connues. Toutefois, elles ne sont jamais présentes en concentration aussi importante et à une fréquence aussi élevée que les hépatotoxines. Dans les proliférations de cyanobactéries, mêmes celles avec présence d'écume, la concentration des neurotoxines atteint rarement le seuil toxique pour l'humain. Dans ce contexte, on considère donc qu'elles représentent un risque global de moindre importance que les hépatotoxines (WHO, 1998a).

Les hépatotoxines

Comme l'indique leur nom générique, ces cyanotoxines se concentrent surtout dans le foie où elles provoquent leurs effets les plus importants. Parmi les hépatotoxines, les microcystines (MC) ont suscité la plus grande part de l'attention, compte tenu de leur répartition planétaire et de leur persistance environnementale. Les microcystines comptent au moins 60 analogues structuraux (congénères). Ce sont des heptapeptides cycliques dont la structure de base contient sept acides aminés dont plusieurs sont différents de ceux qui forment les constituants habituels des protéines chez les mammifères ou les végétaux supérieurs. Les microcystines ont une structure moléculaire de base chimiquement définie comme suit : cyclo-*D*-alanine-*L*-R_1-*érythro*-β-méthyl-*D*-acide isoaspartique-*L*-R_2-Adda-*D*-acide isoglutamique-*N*-méthyl-déhydro-

alanine (Lam *et al*, 2000) (figure 1). Le terme Adda est un acronyme décrivant une structure spécifique aux microcystines formant la chaîne latérale de la molécule. Cette chaîne latérale, ainsi que d'autres portions de la molécule, peuvent subir de nombreuses substitutions ou modifications, telles des déméthylations de certains acides aminés, donnant ainsi naissance à plusieurs variations au sein de chacun des 60 analogues structuraux (Chorus et Bartram, 1999; Codd *et al*, 1999; Rinehart *et al*, 1994).

Les caractéristiques qui permettent de distinguer chacun des 60 analogues structuraux de base reposent sur la présence d'un certain nombre d'acides aminés pouvant se substituer, en couple, en deux endroits précis de la structure de base (les points X et Y apparaissant sur la figure 1).

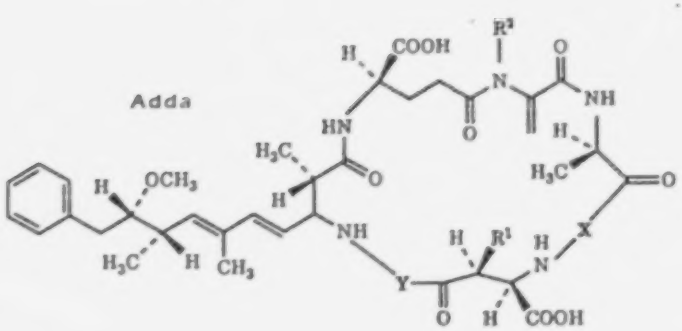
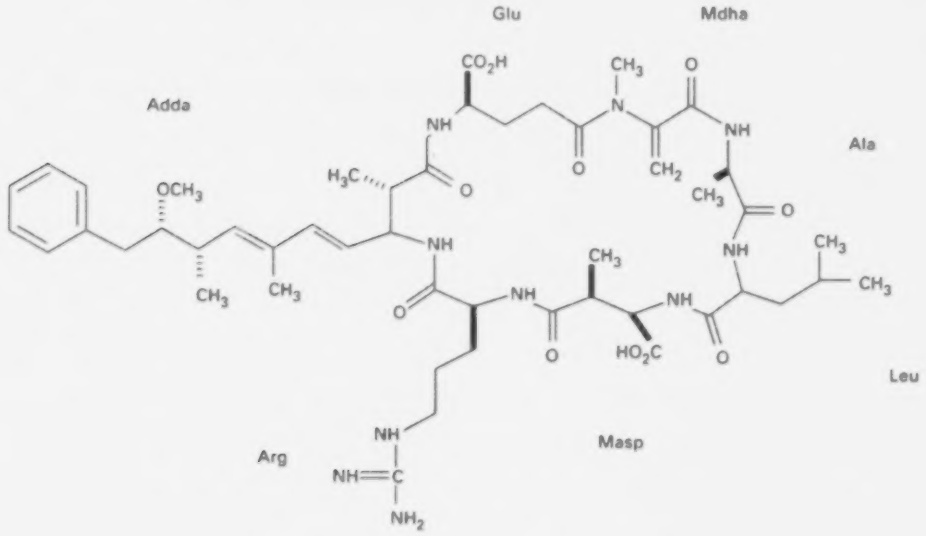


Figure 1 : Structure générale des microcystines

Les acides aminés les plus fréquemment identifiés sont la leucine (L), l'arginine (R) et la tyrosine (Y) (Carmichael, 1988). La plus répandue et la plus étudiée des microcystines est la MC-LR (leucine-arginine) (figure 2) qui est considérée comme la cyanotoxine type de ce groupe, étant presque toujours présente dans une prolifération (Rinehart *et al*, 1994; Santé Canada, 1998). Deux autres microcystines, soient la MC-RR (arginine-arginine) et la MC-YR (tyrosine-arginine), doivent aussi être considérées, compte tenu de leurs effets toxiques qui seraient de même nature et de même amplitude que ceux de la MC-LR. Elles sont toutefois moins répandues (Carmichael, 1992).



Légende : Glu, glutamine; Ala, alanine; Leu, leucine; Arg, Arginine; Adda, Mdha et Masp sont des acides aminés spécifiques aux microcystines.

Figure 2 : Structure de la microcystine-LR.

La nodularine

Cette toxine a une structure moléculaire similaire aux microcystines et elle est produite par une seule espèce (tableau 2). Ses effets physiologiques sont semblables à ceux des microcystines; elle est cependant plutôt rare et peu persistante dans l'environnement (Rinehart ,1988).

La cylindrospermopsine

La cylindrospermopsine a une structure différente des deux autres groupes d'hépatotoxines et un poids moléculaire plus faible. Cette toxine est principalement secrétée par deux cyanobactéries, *Cylindrospermopsis raciborskii* et *Umezakia natans* (Eaglesham *et al*, 1999; Falconer *et al*, 1999, Seawright *et al*, 1999). Ces espèces sont surtout présentes dans les régions tropicales, mais on les rapporte de plus en plus en Europe du Nord (WHO, 1998a). *C. raciborskii* a été identifiée dans la région d'Ottawa (P. Hamilton, Musée canadien de la nature, communication personnelle).

Les lipopolysaccharides (ou endotoxines LPS)

Les lipopolysaccharides sont des constituants de la partie extérieure de la paroi cellulaire des bactéries Gram négatif ainsi que de celle de la plupart des cyanobactéries. Chez les cyanobactéries, la présence de ces lipopolysaccharides est indépendante du fait qu'une espèce soit reconnue ou non pour synthétiser des cyanotoxines (Keleti *et al*, 1979). Plusieurs bactéries, comme les salmonelles et *E. coli*, possèdent de telles endotoxines dont le potentiel toxique est toutefois plus important que celui des cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999). Peu de travaux ont été effectués pour caractériser la présence d'endotoxines LPS chez les cyanobactéries, mais des études effectuées dans les années 1970 ont permis d'établir leur localisation chez les espèces suivantes : *Anabaenae variabilis* (Weckesser *et al*, 1974), *Anacystis nidulans* (Weise *et al*, 1970), *Phormidium* sp. (Mikheyskaya *et al*, 1977) et *Schizothrix calcicola* (Keleti *et al*, 1979).

Autres cyanotoxines

Certaines espèces de cyanobactéries marines, telles *Lyngbya majuscula*, *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *nigroviridis* ainsi que certaines souches de *Schizothrix calcicola*, peuvent produire des toxines provoquant des dermatites sévères ainsi que des réactions inflammatoires du tractus gastro-intestinal. Certaines toxines, comme les aplysiotoxines et la debromoaplysiatoxine, sont aussi reconnues pour leur activité de promotion tumorale (Chorus et Bartram, 1999).

1.4 Présence des cyanotoxines dans l'environnement aquatique

La répartition environnementale des neurotoxines a fait l'objet de peu d'études, mais il a été démontré que plusieurs sont relativement instables car elles se décomposent sous l'effet de la lumière solaire et d'un pH alcalin; l'anatoxine-a, par exemple, aurait une demi-vie d'environ une à deux heures (Stevens et Krieger, 1991).

Quant aux microcystines, elles se distinguent par leur persistance environnementale. Compte tenu de leur répartition planétaire, elles ont fait l'objet d'études plus systématiques et leur présence est rapportée dans un nombre croissant de pays. Ainsi, la MC-LR était la toxine dominante dans 12 proliférations échantillonnées dans des lacs, des réservoirs et des rivières du Portugal (Vasconcelos *et al*, 1996). Des observations similaires ont été faites avec des

échantillons prélevés dans des lacs du Japon où le genre *Microcystis* (produisant les microcystines) pouvait représenter jusqu'à 99% de la biomasse des micro-organismes photosynthétiques dans certaines proliférations (Watanabe *et al*, 1992). Par ailleurs, dans deux lacs japonais utilisés comme source d'eau potable par cinq millions de personnes, des concentrations de MC-LR et MC-RR variant de 0,02 à 2,63 µg/L ont été enregistrées durant l'été (Tsuji *et al*, 1996) En Bretagne, 86% des échantillons prélevés dans divers milieux (lacs, rivières, étangs fermiers et réservoirs) contenait l'espèce *Microcystis aeruginosa* et, dans 70% d'entre eux, la MC-LR a été détectée (Vezie *et al*, 1997). Plus récemment, les microcystines-LR –RR et –YR étaient identifiées dans trois étangs belges, près de Liège, après que des mortalités inexpliquées d'oiseaux eurent été observées (Wirsing *et al*, 1998). Des microcystines ont aussi été détectées dans 11 lacs et réservoirs germaniques où le genre *Microcystis* et les espèces *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *agardhii* et *O. rubescens* étaient présentes (Fastner *et al*, 1999). Toujours en Allemagne, la présence de cyanobactéries toxiques et de microcystines a été rapportée dans des lacs associés à trois rivières servant à approvisionner la ville de Berlin en eau potable. Des concentrations de 0,1 à 1,7 µg/L en microcystines libres dans l'eau ont été quantifiées (Fromme *et al*, 2000).

En Alberta, la collecte d'échantillons dans 39 proliférations, prélevées dans des lacs, des réservoirs et des étangs fermiers, a révélé la présence de la MC-LR dans 37 d'entre elles (Kotak *et al*, 1993); de plus, des concentrations de microcystines de l'ordre de 0,15 à 4,3 µg/L, ont été détectées dans l'eau brute de deux sources d'approvisionnement en eau potable de cette province. À Winnipeg (Manitoba), la présence de MC-LR (limite de détection 0,05 µg/L) a été notée, en 1993, dans le lac Shoal, qui se déverse dans un réservoir servant à l'approvisionnement en eau pour la municipalité. En 1995, l'examen de 160 lieux d'approvisionnement en eau potable du sud-ouest manitobain a révélé que 70% d'entre eux contenait de la MC-LR dans l'eau brute (limite de détection de 0,1 µg/L) (Santé Canada, 1998).

Les microcystines sont des molécules non volatiles conservant leur stabilité jusqu'à une température de 300 °C (Duy *et al*, 2000). Elles sont conséquemment relativement persistantes dans l'environnement, jusqu'à 21 jours selon Jones *et al* (1993). Cependant, Tsuji *et al* (1995) ont noté que les microcystines sont photodégradables et, lorsque le processus s'amorce, il est relativement rapide, 95% de la concentration initiale disparaissant en 3 à 4 jours (Duy *et al*, 2000). Cette biodégradation ne serait toutefois pas uniquement attribuable au rayonnement

solaire (notamment dans la portion du spectre ultraviolet), mais également à la présence de certaines bactéries naturellement présentes dans le milieu aquatique (Jones et Orr, 1994).

Toxines intracellulaires (endotoxines), les microcystines sont stockées à l'intérieur des cellules qui les produisent. Dans les études en laboratoire, la libération des toxines survient principalement lorsque les cyanobactéries vieillissent, meurent ou libèrent de façon passive leur contenu (Santé Canada, 1998). Elles peuvent également être relarguées dans le milieu par l'emploi d'un algicide (Carmichael, 1992). Ainsi, en 1993, l'eau potable de la ville de Winnipeg a été contaminée par la MC-LR, à une concentration variant entre 0,4 et 0,55 µg/L, consécutivement à la destruction d'une prolifération avec un algicide (Santé Canada, 1998).

Dans les régions tempérées, une lyse cellulaire massive pourrait être naturellement plus importante à l'approche de l'hiver qui favorise la mortalité des micro-organismes. Durant ces périodes, des concentrations de microcystines, libres dans l'eau, de l'ordre de 0,06 à 0,2 µg/L ont été notées dans un lac de Finlande (Lahti *et al*, 1997) alors que dans le deuxième plus grand lac du Japon (Kasumigaura) une concentration de 1,1 µg/L a déjà été détectée en automne (Watananbe *et al*, 1992). Les travaux de Jacoby *et al* (2000) et de Kotak *et al* (1996), effectués dans le nord-ouest des États-Unis (état de Washington) et dans le sud canadien (Alberta), ont cependant montré que les concentrations maximales de microcystines et de cyanobactéries toxiques étaient notées entre le début de juillet et la mi-septembre, observations confirmées par Tsuji *et al* (1996).

La libération des toxines intracellulaires dans l'eau peut aussi découler de la présence de phénomènes biologiques particuliers. Les cyanobactéries peuvent ainsi être lysées par différentes espèces bactériennes, phénomène qui peut mettre un terme à l'existence d'une prolifération. Cette activité lytique, connue depuis les années 1960 et causée par des protéases, des glucosamidases ainsi que des endopeptidases, a été mise en évidence au lac Brome en 1998 alors que des bactéries du genre *Cytophaga* ont été récoltées et ont manifesté, en laboratoire, la capacité de lyser *Anabaena flos-aquae* ainsi que des espèces appartenant aux genres *Anacystis* et *Synechococcus*. Puisqu'il appert que ces bactéries peuvent jouer un rôle dans la disparition des proliférations, cet aspect doit être pris en compte parmi les facteurs naturels pouvant entraîner le relargage de toxines dans l'eau (Rashidan et Bird, 2001).

1.5 Méthodes de détection et d'identification des cyanotoxines

La recherche des cyanotoxines dans l'environnement peut se faire avec des méthodes de détection, c'est-à-dire l'estimation globale de toutes les toxines présentes dans un milieu donné, ou par des méthodes d'identification qui permettent de connaître plus précisément le type de toxines. Pour chacune de ces approches, il existe un certain nombre de techniques qui sont succinctement décrites dans les paragraphes qui suivent. Compte tenu de l'importance accordée aux microcystines, ces molécules ont fait l'objet d'un effort de recherche plus important quant au développement des méthodes et des techniques.

Les méthodes de détection

Les méthodes de détection permettent d'évaluer globalement le potentiel toxique ou la concentration totale des toxines, sans toutefois permettre leur identification spécifique. Les principales méthodes utilisées sont l'essai biologique avec des animaux, les tests de cytotoxicité, l'inhibition des phosphatases ainsi que le titrage avec immuno-adsorbant lié à un enzyme (ELISA) (Lam *et al*, 2000).

Les *essais biologiques* avec des souris (Falconer, 1991; Fawell *et al*, 1999b), des rats (Heinze, 1999) et des porcs (Falconer *et al*, 1994) sont les premières méthodes à avoir été utilisées pour détecter la présence des cyanotoxines. La technique la plus utilisée est l'injection intrapéritonéale (i.p.) permettant de déterminer la dose létale, celle provoquant des modifications physiologiques ou celle entraînant des changements histologiques (Hooser *et al*, 1990). Pour évaluer plus précisément les effets découlant de l'ingestion de cyanotoxines, ces dernières peuvent être incorporées dans l'eau d'abreuvement des animaux (Falconer *et al*, 1994; Heinze, 1999). L'essai biologique avec la souris, dans le cadre d'études de toxicité, joue encore un rôle important pour mettre en évidence les doses sans effet nocif observé (DSENO – NOAEL, no observed adverse effect level, en anglais) qui sont utilisées pour évaluer le risque chez les humains (voir section 1.7) (Santé Canada, 1998). Le seuil de détection des essais biologiques est de l'ordre de quelques microgrammes par litre (Meriluoto *et al*, 1996; Wirsing *et al*, 1998).

Des tests de *cytotoxicité* ont été employés à quelques reprises dans les années 1985-1995, mais ils sont maintenant délaissés. La technique consiste essentiellement à mettre des hépatocytes en contact avec les toxines et à observer les changements histologiques qui en

résultent. La sensibilité de cette méthode est du même ordre de grandeur que celle des essais biologiques (Meriluoto *et al*, 1996).

La méthode faisant appel à *l'inhibition des phosphatases* a été utilisée dès les années 1980 et permettait initialement de détecter une concentration de microcystines de l'ordre de 0,1 µg/L (Lambert *et al*, 1994a). Le perfectionnement de la méthode permet maintenant de détecter des microcystines à une concentration de l'ordre du nanogramme (ng) par litre (Eynard *et al*, 2000). La procédure repose sur l'inhibition d'une protéine phosphatase, d'origine végétale ou animale, qui catalyse la transformation d'une phosphorylase «a» (active) en phosphorylase «b» (inactive). La première contient du phosphore radioactif (^{33}P) qui est libéré si la protéine phosphatase n'est pas inhibée; plus il y a de toxines, moins il a de phosphore radioactif libéré (Eynard *et al*, 2000; Meriluoto *et al*, 1996). Sherlock *et al* (1998) estiment que l'inhibition des phosphatases est supérieure aux autres méthodes de détection puisqu'elle ne réagit pas à certaines interférences qui pourraient donner un «faux positif» et qu'elle est aussi sensible que les méthodes faisant appel à la chromatographie. Son principal inconvénient découle de l'utilisation de matériel radioactif.

La méthode du test immuno-enzymatique (*ELISA*, enzyme-linked immunosorbent assay), avec des anticorps polyclonaux, a été développée au début des années 1990 pour les microcystines et permettait de détecter la MC-LR avec un seuil de sensibilité de l'ordre de 0,2 µg/L (Chu *et al*, 1990). Le perfectionnement de la méthode s'est fait par la mise au point de techniques faisant appel à des anticorps monoclonaux, dont la spécificité est plus grande à l'égard d'un petit groupe de toxines, ce qui pourrait éventuellement en faire une méthode d'identification. Il est maintenant possible d'avoir un seuil de sensibilité de l'ordre de 0,02 µg/L pour la MC-LR (Gilroy *et al*, 2000; Nagata *et al*, 1999). Toutefois, les problèmes de réactivité croisée des anticorps avec plusieurs analogues structuraux des microcystines constituent actuellement un écueil pour l'identification (Meriluoto *et al*, 1996). L'intérêt de la méthode ELISA réside cependant dans l'existence de trousses de détection rapide (30-45 minutes) et peu coûteuses.

Les méthodes d'identification

Les méthodes permettant l'identification des cyanotoxines impliquent la séparation de chaque molécule et reposent essentiellement sur des techniques chromatographique et spectrométriques : chromatographie sur couche mince (TLC), chromatographie liquide à haute performance (CLHP, ou HPLC en langue anglaise) et spectrométrie de masse. Les avantages de ces méthodes sont cependant contrebalancés par le fait qu'elles ne permettent pas la détection de l'ensemble des cyanotoxines, notamment les analogues structuraux des microcystines, compte tenu de l'absence de préparations étalons (standards) pour chacun d'eux. Actuellement, ces méthodes permettent d'identifier seulement quelques microcystines ainsi que l'anatoxine-a, la nodularine et la cylindrospermopsine.

Il existe plusieurs méthodes de *CLHP*, la plupart d'entre elles étant des variantes de celles développées par Harada *et al* (1988). Les premières méthodes faisaient appel à la détection avec une longueur d'onde de 238 nm, mais l'accroissement du nombre d'analogues structuraux connus implique maintenant l'emploi de techniques de détection faisant appel aux émissions par réseau de photodiodes, couplées à la détection UV (Meriluoto *et al*, 1996; Santé Canada, 1998). Les méthodes de CLHP peuvent maintenant détecter des microcystines à des concentrations seuils de l'ordre de 0,01 à 0,03 µg/L (Lahti *et al*, 1997; Rivasseau *et al*, 1998).

Une meilleure identification et un seuil de sensibilité accru peuvent être obtenus en couplant la CLHP avec la spectrométrie de masse (CHLP-SM), cette dernière reposant sur l'ionisation des molécules par bombardement d'atomes rapides (FAB, «fast atom bombardment ionization), couramment désignée en langue anglaise par «electrospray mass spectrometry analysis». La CHLP permet d'abord la séparation des différentes cyanotoxines qui passent par la suite dans le spectromètre de masse où elles peuvent être ionisées en ions parents puis en ions fils le cas échéant; dans ce dernier cas on parle de spectrométrie de masse en tandem (SM/SM). Les fragments de molécules qui en résultent sont spécifiques à chaque sous-groupe d'analogues structuraux (Sherlock *et al*, 1998), ce qui permet une meilleure identification. Un seuil de détection plus bas est ainsi obtenu, une sensibilité de 0,001 µg/L (1 ng/L) étant possible avec la MC-LR (Poon *et al*, 1993); ce seuil n'a cependant pas encore été atteint pour d'autres groupes de cyanotoxines, comme la cylindrospermopsine dont la limite de détection est de 1 µg/L (Eaglesham *et al*, 1999).

Le tableau 3 résume les principales caractéristiques de chacune des méthodes décrites ci haut.

Tableau 3. Seuil de sensibilité et principales caractéristiques associées aux méthodes de détection et d'identification des cyanotoxines.

MÉTHODE	SEUILS DE SENSIBILITÉ (µG/L)	RAPIDITÉ DES RÉSULTATS	ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ	DÉTECTION DE CYANOTOXINES INCONNUES	IDENTIFICATION DES MOLÉCULES
Essais biologiques	1,0-10	++	+++	++	-
Tests de cytotoxicité	1,0-10	++	++	++	-
Inhibition des phosphatases	0,001-0,1	+++	++	++	-
ELISA	0,02-0,1	+++	-	-	-
CLHP	0,01-0,3	+	-	-	++
CLHP-SM	0,001-1,0	+	-	-	+++

Adapté de Chorus et Bartram (1999), Lam *et al* (2000), Meriluoto *et al* (1996)

Les différences entre les méthodes de détection et celles d'identification concernent : 1) l'évaluation de la toxicité (limitée aux méthodes de détection); 2) la détection de cyanotoxines inconnues (qui ne peut pas être réalisée avec les méthodes chromatographiques, compte tenu de l'inexistence d'étalons); 3) l'identification de cyanotoxines spécifiques qui ne peut être obtenue que par les méthodes chromatographiques. Dans ce contexte, un protocole exhaustif de recherche de cyanotoxines dans l'environnement devrait comprendre au moins une méthode de détection non spécifique, permettant de caractériser la toxicité globale, ainsi qu'une méthode d'identification.

1.6 Toxicologie

Les études toxicologiques sur les cyanotoxines sont relativement nombreuses, notamment à l'égard des microcystines. Cette section ne présente qu'un survol des données publiées.

1.6.1 Absorption et bioaccumulation : le cas des microcystines

Les principales voies d'exposition aux microcystines sont la consommation d'eau potable ou la pratique d'activités nautiques à contact primaire (baignade, plongée, ski nautique et motomarine). L'absorption par voie cutanée semble peu probable puisque les microcystines ne traversent pas facilement l'épiderme (Eriksson *et al*, 1990). Une autre voie d'absorption serait la consommation de mollusques ou de poissons contaminés puisqu'il a été démontré que des myes, en broutant du phytoplancton, pouvaient bioaccumuler la MC-LR dans l'ensemble de

leurs organes à une concentration 100 fois supérieure à celle dosée dans le plancton (Prepas *et al*, 1997). Watanabe *et al* (1992) ont observé que les MC-LR, –RR et –YR pouvaient s'accumuler dans le zooplancton à des concentrations bien supérieures à celles dosées dans l'eau. Ce phénomène a également été observé par une équipe canadienne qui a noté la bioaccumulation de la MC-LR chez le phytoplancton, le zooplancton et les gastéropodes; par contre, la toxine n'a pas été détectée dans les poissons (Kotak *et al*, 1996). Les auteurs affirment que la bioaccumulation de MC-LR dans les réseaux trophiques aquatiques semble survenir surtout chez les producteurs primaires (phytoplancton), mais qu'un transfert est possible vers les autres niveaux trophiques (zooplancton, gastéropodes).

Des microcystines pourraient être présentes dans les comprimés ou les poudres de suppléments alimentaires à base d'algues microscopiques, contenant habituellement de la spiruline (Santé Canada, 1998). La présence de cyanobactéries toxiques et de microcystines a d'ailleurs été détectée dans certains de ces produits (Gilroy *et al*, 2000), ce qui a conduit le ministère fédéral de la santé à émettre des mises en garde concernant la consommation de capsules d'algues bleues vendues dans les pharmacies et les magasins d'alimentation naturelle (Santé Canada 1999a; 1999b).

Chez les mammifères, les microcystines sont absorbées par l'intermédiaire du système de transport des acides biliaires et sont acheminées vers le foie, qui constitue le principal organe-cible (Falconer *et al*, 1992). Diverses analyses effectuées chez les animaux ont montré qu'entre 50 et 70% de la MC-LR s'accumulait dans le foie, entre 7 et 10% dans l'intestin et moins de 5% dans le rein. Puisque les microcystines résistent à l'hydrolyse des enzymes hépatiques, leur excrétion se ferait surtout par les fèces avec les acides biliaires qui se déversent dans le duodénum (Duy *et al*, 2000).

1.6.2 Toxicité aiguë et chronique des cyanotoxines : études animales en laboratoire

L'anatoxine-a et l'anatoxine-a(s)

L'anatoxine-a est une puissante neurotoxine dont l'action est de type cholinergique, c'est-à-dire qu'elle agit principalement sur les récepteurs nicotiniques (de l'acétylcholine) des neurones. C'est une substance qui mime l'effet de l'acétylcholine (ACh), un neurotransmetteur de première importance. L'anatoxine-a induit un blocage de l'influx nerveux, ce qui entraîne des désordres neuromusculaires importants comme l'ont démontré les expériences sur les

animaux : fasciculations, faiblesses musculaires et convulsions. La mort résulte habituellement d'une paralysie des muscles respiratoires (Carmichael, 1992; Codd *et al*, 1999; Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al*, 2000).

La toxicité aiguë par injection intrapéritonéale chez la souris est de l'ordre de 250 µg/kg de masse corporelle (m.c.); par ingestion la concentration est supérieure à 5 000 µg/kg m.c. et par voie intranasale, elle est de 2 000 µg/kg p.c. (Chorus et Bartram, 1999). Suite à une étude sub-chronique d'une durée de 28 jours, une dose sans effet nocif observé, ou DSENO (NOAEL – «no observed adverse effect level»), de 100 µg/kg m.c. a été mise en évidence (Chorus et Bartram, 1999). Par ailleurs, aucun effet tératogène ou foetotoxique n'a été observé chez la souris avec cette toxine (Fawell *et al*, 1999a).

Quant à l'anatoxine-a(s), c'est un puissant inhibiteur des cholinestérases[4] avec une action similaire à celle des insecticides organophosphorés. Les manifestations pathologiques qu'elle entraînent sont similaires à celle de l'anatoxine-a, le suffixe «s» indiquant que la toxine provoque notamment une hypersalivation chez les mammifères (Codd *et al*, 1999). La DL_{50} (dose entraînant la mort de 50% des organismes testés) par i.p. est de 20 µg/kg m.c. chez la souris (Chorus et Bartram, 1999).

Les microcystines

Dans les hépatocytes, les microcystines inhibent le fonctionnement des phosphatases 1 et 2a qui sont des enzymes responsables de la phosphorylation d'autres enzymes ainsi que des protéines (Lambert *et al*, 1994a); ce sont des enzymes clés dans toutes les cellules eucaryotes dont la liaison covalente avec les microcystines est irréversible (WHO, 1998a). Cette propriété des microcystines est d'ailleurs à la base d'un des essais biologiques de dépistage réalisés pour détecter leur présence (voir la section 1.6). Les protéines phosphatases ralentissent normalement la division cellulaire; leur inhibition entraîne par ailleurs une hyperphosphorylation des protéines associées aux composantes structurales des cellules, ce qui peut conduire à la désintégration du cytosquelette. Cette destruction de la structure tridimensionnelle, notamment chez les hépatocytes, produit une accumulation de sang dans le foie (Lam *et al*, 2000), causant une hémorragie intrahépatique, puis un choc hypovolémique[5], une insuffisance cardiaque et la

[4] Il existe plusieurs types de cholinestérases dont l'acéthylcholinestérase (Cooper *et al*, 1996); pour plus de simplicité dans ce document seul le terme cholinestérase est utilisé.

[5] État de choc consécutif à une perte de sang ou de plasma.

mort, habituellement par arrêt respiratoire. Des atteintes rénales et pulmonaires peuvent aussi être notées, mais il n'est pas certain que ce soit une conséquence directe de l'action des microcystines ou plutôt un effet indirect des atteintes hépatiques (Hooser *et al*, 1990; Lambert *et al*, 1994b). L'injection d'importantes doses de microcystines chez des moutons a provoqué une nécrose massive des hépatocytes ainsi qu'une rupture de la membrane cellulaire, confirmant les études de cytotoxicité (Jackson *et al*, 1984). Des dommages intestinaux, similaires à ceux notés aux hépatocytes, ont également été observés dans les cellules pariétales de l'intestin suite au transport des microcystines à travers la paroi intestinale dans le cadre d'études *in vitro*; la démonstration in vivo n'a cependant pas été faite (Falconer *et al*, 1992).

En ce qui concerne la MC-LR, les études font état d'une DL_{50} variant de 15 à 150 µg/kg m.c. par voie i.p. et de 5 000 à 10 900 µg/kg m.c. par voie orale chez les souris (Chorus et Bartram,1999). Carmichael (1992) a rapporté que plusieurs microcystines auraient une toxicité du même ordre de grandeur. Rinehart *et al* (1994) ont rapporté une DL_{50} de 50 à 70 µg/kg m.c. pour la MC-LR –LA et –YR alors qu'elle serait de 600 µg/kg m.c. pour la MC-RR. Ces informations sont cruciales dans la mesure où il importe de prendre en compte la présence d'autres microcystines, comme la MC-RR et la MC-YR, dans l'évaluation du potentiel toxique d'une eau contaminée (Fastner *et al*, 1999). En fait, les lignes directrices ou les normes devraient tenir compte de la toxicité de toutes les microcystines, en exprimant une toxicité équivalente à la MC-LR, ce qui n'est pas le cas actuellement.

Une étude sub-chronique (voie orale par gavage), effectuée par Fawell *et al* (1999b) avec la MC-LR, a permis de mettre en évidence une DL_{50} de l'ordre de 5 000 µg/kg (0,5 mg/kg) m.c. Ce test de gavage a permis de définir une DSENO de 40 µg/kg m.c. pour la MC-LR, basée sur l'observation de lésions hépatiques. Par contre, une autre étude effectuée sur une période de 28 jours avec des rats mâles, en utilisant des doses de 50 et 150 µg/kg.jour de MC-LR n'a pas permis de déterminer une DSENO (Heinze, 1999). Tencalla et Dietrich (1997) ont rapporté une nécrose massive du foie après avoir gavé des truites arc-en-ciel avec l'équivalent de 5 700 µg/kg m.c. de MC-LR, mais aucune mortalité n'a été rapportée après 72 heures malgré cette forte dose. Les auteurs n'ont pas comparé leurs résultats avec ceux d'autres recherches qui démontraient des effets létaux à des doses plus faibles. Bury *et al* (1996) ont exposé des truites brunes (*Salmo trutta*) à des concentrations de MC-LR variant de 24 à 42 µg/L; le principal effet noté a été un décuplement du cortisol plasmatique, composé reconnu comme ayant des propriétés immunodépressives.

L'injection intrapéritonéale d'une biomasse brute de cyanobactéries, composée surtout de cellules de *Microcystis aeruginosa* et de *Anabaena flos-aquae*, chez la souris (concentration en toxines non déterminée) a permis de déterminer une DL_{50} variant entre 31 et 600 mg/kg m.c.; ces concentrations sont environ mille fois plus élevées que celles rapportées suite à des essais avec des extraits purs de toxines (Domingos *et al*, 1999; Vasconcelos *et al*, 1996), ce qui témoigne de la plus faible toxicité des extrait bruts. Dans le but de servir de modèle pour les humains, des groupes de cinq porcs ont reçu des extraits de *Microcystis aeruginosa* pendant 71 jours sous forme de biomasse séchée et non purifiée dissoute dans leur eau d'abreuvement; cette biomasse contenait au moins sept congénères de microcystines, correspondant à des concentrations de microcystines totales ingérées variant de 280 à 1 312 µg/kg.jour (Falconer *et al*, 1994). Des lésions hépatiques ayant été observées avec la dose la plus petite, il n'a pas été possible de déterminer une DSENO. Il faut par ailleurs noter qu'aucun symptôme clinique n'a été observé, ni de lésions histopathologiques dans d'autres organes que le foie. L'ensemble de ces résultats montre bien que la dose toxique ou létale des microcystines dépend du type d'analogue structural employé, de la manière de les administrer (voie orale ou i.p.) et, surtout, de la forme sous laquelle elles sont ingérées (toxines purifiées ou brutes, c'est-à-dire sous forme de biomasse de cyanobactéries).

Outre le contact direct avec la peau et les muqueuses, ainsi que l'ingestion involontaire d'eau lors d'une activité récréative, l'inhalation de gouttelettes ou de fines particules pourrait aussi occasionner certains problèmes. C'est ce qu'ont tenté de démontrer Fitzgeorge *et al* (1994) lors d'un essai avec des souris soumises à l'instillation intranasale de gouttelettes de plus de 10 µm de diamètre (concentration de MC-LR de 50 µg/mL ou 50 mg/L). Ils ont mis en évidence des effets histologiques importants dans les muqueuses des voies respiratoires supérieures ainsi que dans les hépatocytes. Par contre, l'inhalation d'aérosols de très petite dimension (entre 3 et 5 µm de diamètre) contenant de très faibles concentrations de MC-LR (équivalent à moins de 0,005 µg/kg m.c.) n'a pas provoqué de réactions pathologiques; ce dernier essai serait représentatif des conditions auxquelles seraient soumises les personnes pratiquant une activité à contact primaire plutôt que l'expérience effectuée avec une concentration de 50 000 µg/L.

Potentiel cancérigène

L'ingestion de certaines microcystines pourrait avoir des effets cancérigènes (Duy *et al*, 2000). Des résultats d'essais *in vitro* effectués avec des lymphocytes humains ont montré qu'elles avaient un effet clastogène[6], compte tenu des ruptures chromosomiques observées (Repavich *et al*, 1990). Ces auteurs ont par ailleurs observé que les dommages chromosomiques causés par les microcystines étaient plus importants que ceux consécutifs à l'exposition à des substances reconnues cancérigènes comme le benzène et l'arséniate de sodium.

L'inhibition des phosphatases conduit à un dérèglement de la division cellulaire, mais également à une perte de contact entre les cellules, un phénomène pouvant entraîner une prolifération cellulaire incontrôlée. Cependant, les microcystines ne sont pas des substances qui initient le processus tumorigène[7] (Falconer et Humpage, 1996), mais leur potentiel de promotion[8] des tumeurs est connu (Lambert *et al*, 1994b) plusieurs tests ayant démontré l'incapacité d'initier un cancer avec des microcystines seules. Ainsi, l'injection intrapéritonéale de MC-LR à des doses répétées de 25 µg/kg m.c.. (20 injections pendant 10 semaines) et 80 µg/kg m.c. (100 injections pendant 28 semaines) à des souris n'ont pas induit de tumeurs hépatiques (Chorus et Bartram, 1999).

Falconer (1991) a cependant démontré le phénomène de promotion des tumeurs en sensibilisant des souris avec du diméthylbenzantracène (DMBA)[9], comme initiateur du cancer de la peau. Les souris ayant consommé de la biomasse de *Microcystis* sp. (prélevée dans une prolifération naturelle), incluse dans leur eau d'abreuvement, avaient des tumeurs plus massives que les souris témoins. Une autre expérience a mis en évidence l'effet promoteur suite à l'administration, trois à cinq fois par semaine, de 10 µg/kg m.c. de MC-LR à des rats préalablement sensibilisés avec du diéthylnitrosamine (DEN), une substance similaire au DMBA (Nishiwaki-Matsushima *et al*, 1992). Selon les auteurs de cette étude, les microcystines seraient parmi les plus importants composés promoteurs de tumeurs du foie connus à ce jour. Par ailleurs, des recherches effectuées avec des rats et des souris ont montré que les

[6] Qui induit des bris de chromosomes.

[7] L'initiation est la première phase de la cancérogenèse.

[8] Une substance ayant un pouvoir de promotion n'induit pas un cancer, mais elle favorise cependant son développement lorsque le processus est amorcé.

[9] Le DMBA est un initiateur du processus cancérigène utilisé afin de mesurer la capacité de promotion de tumeurs cancéreuses par d'autres substances.

cyanotoxines, pures ou provenant d'eaux naturelles contaminées, pouvaient avoir divers effets foetotoxiques : malformation congénitales, insuffisance pondérale à la naissance et anomalies neurologiques (Pilotto *et al*, 1999).

La cylindrospermopsine

Cette toxine est un inhibiteur de la synthèse protéique qui provoque des nécroses au foie, aux reins, aux poumons, à l'intestin ainsi que des ulcérations de l'œsophage et de la muqueuse stomacale (Codd *et al*, 1999). Chez les animaux de laboratoire, d'importants effets histopathologiques ont été notés dans le foie, ainsi qu'une inhibition de la synthèse des protéines; des effets oculaires et cardiaques ont également été notés.

Les études toxicologiques sur cette toxine sont très récentes et moins complètes que celles effectuées avec les microcystines. Des essais avec des souris ont mis en évidence une DL_{50} (24 heures) de l'ordre de 50 à 110 mg de biomasse cyanobactérienne (*Cylindrospermopsis raciborskii*) par kg de masse corporelle (m.c.), suite à une injection i.p.. Par contre, l'administration orale de 1 400 mg/kg de biomasse de *C. raciborskii* n'a pas entraîné la mort des animaux, bien que des dommages histologiques aient été observés dans les hépatocytes et des cellules rénales, notamment celles du tubule contourné proximal et du tubule contourné distal (Falconer *et al*, 1999). La toxine purifiée a une toxicité beaucoup plus importante, car l'ingestion de 4,4 à 6,9 mg/kg m.c. provoque la mort deux à six jours après l'administration chez des rats; dans ce cas, des dommages histologiques marqués ont été notés dans plusieurs organes (foie, rein, thymus, rate, cœur, œsophage et estomac) (Seawright *et al*, 1999).

Les endotoxines LPS (lipopolysaccharides)

Les endotoxines LPS des cyanobactéries peuvent engendrer une réponse allergique et toxique chez les humains ainsi que des malaises gastro-intestinaux en cas d'ingestion; de plus, ces substances sont reconnues pour leur caractère pyrogène. Le potentiel toxique des endotoxines de cyanobactéries serait cependant moindre que celui des bactéries Gram négatif comme les salmonelles. La portion lipidique de la molécule serait responsable de la toxicité comme telle, alors que la fraction glycosidique, responsable de sa solubilité, serait un important modulateur de cet effet toxique (Chorus et Bartram, 1999). Ces effets n'ont cependant pas pu être systématiquement reproduits chez des animaux de laboratoire, comme l'ont révélé les essais effectués avec l'endotoxine LPS de *Schizothrix calcicola* dont l'injection intrapéritonéale chez

des souris n'a engendré aucune réponse toxique (Keleti *et al*, 1979). L'injection i.p. de l'endotoxine de *Anacystis nidulans* n'a pas non plus engendré de réponse toxique chez la souris, mais elle a cependant montré une faible activité pyrogène chez le lapin (Weise et Drews, 1970). Malgré cela, on estime que les activités aquatiques à contact primaire doivent être considérées comme une source potentielle de réaction allergène ou toxique chez l'humain (Chorus et Bartram, 1999; Duy *et al*, 2000). Dans ce contexte, les lignes directrices proposées par l'OMS tendent à inclure l'ensemble des cyanobactéries, pas seulement celles reconnues pour produire des neurotoxines ou des hépatotoxines, dans l'évaluation du risque découlant d'activités nautiques à contact primaire (voir la section 1.7.1).

1.6.3 Effets chez les animaux

Depuis la fin du 19e siècle, plus d'une centaine de cas collectifs d'empoisonnement d'animaux domestiques (chats et chiens), d'élevage et sauvages ont été compilés (Duy *et al*, 2000; Yoo *et al*, 1995). Dans la majorité des cas, les microcystines ont été mises en cause, comme ce fut récemment le cas en Georgie où plusieurs vaches ont été malades; deux d'entre elles sont mortes après avoir consommé de l'eau d'un étang où une importante floraison a été notée (Frazier *et al*, 1998).

Les cyanotoxines sont également toxiques pour les espèces aquatiques, comme le plancton, les crustacés et les poissons; les concentrations requises pour induire un effet toxique sont cependant plus élevées chez les poissons (de l'ordre de 100 µg/L) que chez les organismes inférieurs comme le phytoplancton (0,1 à 1,0 µg/L) (Christoffersen, 1996). En 1992, quelques 2000 truites sont mortes dans un cours d'eau, en Écosse, suite à une exposition aux toxines d'*Anabaena flos-aquae*; une importante nécrose des hépatocytes, de même que des dommages importants aux branchies ont été notés. La mort de six tonnes de poisson dans un lac du New Hampshire a par ailleurs été attribuée à la présence de toxines non identifiées, mais produites par l'espèce *Aphanizomenon flos-aquae* qui proliférait dans un lac (Duy *et al*, 2000). La toxicité des microcystines a été démontrée chez la carpe (*Cyprinus carpio*), la truite-arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*), chez qui une maladie du foie à l'étiologie inconnue pourrait être attribuable à la présence de cyanotoxines non identifiées (Anderson *et al*, 1993).

1.6.4 Effets sur la santé humaine

Les microcystines

Les cas et épisodes d'intoxication humaine par les cyanotoxines rapportés dans la littérature scientifique sont peu nombreux et concernent en grande partie les microcystines. Environ une quinzaine d'épisodes ont été rapportés et documentés depuis les années 1930 (Duy *et al*, 2000). Le premier épisode connu est celui de l'empoisonnement de 9 000 personnes dans la région de Charleston (Virginie) ayant bu de l'eau contaminée par des cyanobactéries à la suite d'une période de sécheresse durant les années 1930 et 1931; les principales manifestations rapportées furent des gastro-entérites (Duy *et al*, 2000; Yoo *et al*, 1995). En 1959, plusieurs régions de la Saskatchewan, dont celle de sa capitale, Régina, ont éprouvé de sérieux problèmes de contamination par des cyanobactéries suite à un printemps chaud et sec (Dillenberg et Dehnel, 1960). De nombreux animaux domestiques sont morts et quelques personnes ont eu une diarrhée et des vomissements à la suite de baignades dans divers lacs. *Anabaena circinalis*, *Microcystis aeruginosa* et *Aphanizomenon flos-aquae* ont été les espèces identifiées dans le système digestif des animaux et des quelques humains affectés. Par ailleurs, des irritations cutanées, des rougeurs oculaires, des maux de gorge ainsi qu'une pneumonie atypique ont été attribués à un contact avec des proliférations de cyanobactéries, tel que démontré chez des militaires britanniques qui avaient fait une partie de leur entraînement dans un réservoir contaminé par *Microcystis aeruginosa* (Turner *et al*, 1990).

En ce qui concerne plus particulièrement les intoxications consécutives à l'ingestion d'eau, quelques cas survenus en Australie et aux États-Unis ont été rapportés. En Australie, à la suite d'un traitement au sulfate de cuivre visant à détruire une prolifération dans un réservoir, plus de 150 personnes ont eu des vomissements; les examens biochimiques ont montré une augmentation plasmatique d'une enzyme hépatique, la γ-glutamyl-transférase (Falconer, 1996). Le cas d'intoxication le plus dramatique est cependant survenu au Brésil, en 1996, lorsque 63 personnes dialysées en milieu hospitalier sont décédées consécutivement à la contamination de l'eau utilisée pour leur traitement de dialyse (Jochimsen *et al*, 1998). La majorité des personnes (116 sur 130) ont eu des troubles visuels, des céphalées ainsi qu'une faiblesse musculaire et, de plus, 80% des patients ont développé une insuffisance hépatique aiguë. Des microcystines ont été identifiées comme étant à la source de l'intoxication.

Il importe par ailleurs de mentionner qu'une étude épidémiologique effectuée à l'égard du cancer du foie, en Chine, a montré une incidence cinq fois plus élevée chez les personnes qui consommaient de l'eau de surface (étang ou fossés) dans laquelle croissaient des cyanobactéries, comparativement aux personnes consommant de l'eau souterraine provenant de puits (Yu, 1994; cité dans Falconer et Humpage, 1996). Une étude plus récente effectuée dans d'autres régions chinoises a également permis de constater une étroite relation entre l'incidence de cancers du foie et l'utilisation d'eau potable puisée en surface (étangs et fossés) dans laquelle des concentrations de microcystines variant de 0,09 à 0,46 µg/L ont été détectées. Des échantillonnages subséquents, effectués dans d'autres régions de Chine où la prévalence du cancer du foie est élevée, ont montré que la concentration de microcystines était à son maximum entre juin et septembre et que 32% des rivières et 17% des étangs étaient contaminés par des concentrations variant entre 62 et 460 µg/L (Ueno *et al*, 1996). Les auteurs de l'étude concluent que l'apport combiné de microcystines par l'eau de consommation à d'autres substances cancérogènes présentes dans l'alimentation traditionnelle (comme l'aflatoxine B associée à certains produits céréaliers) serait la cause de l'incidence élevée des cancers du foie dans les régions étudiées.

La cylindrospermopsine

Il a été possible d'attribuer des manifestations pathologiques à l'ingestion de cylindrospermopsine. Des effets ont été notés lors d'un épisode d'empoisonnement collectif survenu chez une population aborigène australienne en 1979 alors que 140 enfants et 10 adultes ont été hospitalisées; Les principaux symptômes notés ont été des nausées, des vomissements, une sévère diarrhée sanguinolente, des maux de tête ainsi qu'un douloureux gonflement hépatique. La plus grave conséquence fut une dysfonction rénale qui a nécessité un traitement particulier de 69 personnes (Chorus et Bartram, 1999).

Les endotoxines LPS

On a rapporté qu'une épidémie de gastro-entérites survenue, en 1975, dans une municipalité de Pennsylvanie, pourrait être attribuable aux endotoxines LPS (Lippy et Erb, 1976). Il a été impossible d'identifier un virus, une bactérie ou un parasite qui aurait pu être à l'origine du problème, mais les recherche ont démontré que le réservoir extérieur approvisionnant la municipalité était contaminé par la cyanobactérie *Schizothrix calcicola* (400 000 cellules/mL).

Des études *in vivo*, effectuées par la suite, n'ont cependant pas mis en évidence une réaction toxique ou allergique suite à l'injection des lipopolysaccharides de cette cyanobactérie chez des souris (Keleti *et al*, 1979). Il a cependant été reconnu que *S. calcicola* pouvait synthétiser des toxines particulières induisant des réactions inflammatoires du tractus gastro-intestinal (Chorus et Bartram, 1999). Comme le mentionnent Yoo *et al*, (1995), cette espèce fait partie d'une longue liste de cyanobactéries qui sont sporadiquement rapportées dans la littérature scientifique comme étant possiblement à l'origine de divers cas de réactions toxiques ou allergiques, sans qu'une confirmation n'ait pu être obtenue hors de tout doute.

Dans le cadre d'une étude effectuée en Australie et en Nouvelle-Zélande, Pilotto *et al* (1997) ont suivi près de 800 baigneurs actifs dans des zones où proliféraient diverses cyanobactéries : *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. *Microcystis* sp., *M. aeruginosa* et *Nodularia spumigena*. Dans les sept jours suivant le contact, ils ont relevé la présence de divers symptômes (vomissements, diarrhées, irritations des yeux ou des oreilles, dermatites de contact et ulcères dans la bouche) chez 23% des baigneurs. Après avoir procédé à un ajustement en fonction de la quantité de cyanobactéries et de la durée de l'exposition, ils ont mis en évidence un risque relatif important d'avoir des symptômes (RR de 3,44) chez les personnes s'étant baignées pendant une heure et plus dans une eau contenant plus de 5 000 cyanobactéries/mL. Les chercheurs n'ont pas été en mesure d'établir un lien entre les symptômes et la présence ou la concentration d'hépatotoxines, déterminée avec la méthode des bioessais sur la souris. Selon eux, les réactions découleraient du contact avec les cellules de cyanobactéries; les endotoxines LPS pourraient en être la cause, mais les auteurs n'y font pas référence.

Absence d'effets foetotoxiques

Des effets foetotoxiques provoqués chez des animaux de laboratoire ayant ingéré de l'eau contenant des cyanotoxines n'ont pas pu être mis en évidence chez les humains lors d'une étude écologique effectuée en Australie (Pilotto *et al*, 1999). Les auteurs ont toutefois fait ressortir une faible probabilité d'insuffisance pondérale à la naissance (RR = 1,42; IC : 95%) 1,00 à 2,02; p = 0,04) chez les femmes enceintes potentiellement les plus exposées à une eau potable provenant de sources régulièrement contaminées par des cyanobactéries.

1.7 L'évaluation du risque

Tel que mentionné précédemment, le risque d'exposition aux cyanotoxines découle surtout de l'ingestion d'eau contaminée ou d'un contact cutané consécutif à la pratique d'activités récréatives aquatiques. En ce qui concerne l'ingestion, on peut également ajouter la consommation de produits de la pêche (crustacés et poissons) ainsi que celle de suppléments alimentaires à base de cyanobactéries; ces derniers risques ne sont cependant pas traités dans ce document.

1.7.1 Le risque associé aux activités récréatives

Les activités récréatives aquatiques à contact primaire (baignade, plongée, planche à voile et ski nautique) peuvent être à l'origine de réactions suite à un contact cutané, à l'ingestion ou à l'inhalation de cyanobactéries ou de leurs toxines. Les endotoxines LPS et les microcystines seraient les cyanotoxines constituant la plus importante source potentielle de risque lors d'activités nautiques (Duy *et al*, 2000). Il ne faut d'ailleurs pas sous-estimer ce risque puisque en Europe, aux États-Unis et en Australie il a été démontré que jusqu'à 95% des proliférations contenaient des souches toxiques ou des cyanotoxines libres dans l'eau (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 1999). Il est difficile d'incriminer une espèce en particulier, mais celles qui sont présentes dans les secteurs où se sont produits divers événements appartiennent habituellement aux genres *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* et *Nodularia* (Falconer, 1999; Yoo *et al*, 1995). Par ailleurs, les jeunes enfants seraient plus à risque pour les raisons suivantes : 1) ils se baignent ou marchent généralement dans une eau peu profonde près du rivage où la concentration de cyanobactéries peut être plus importante, 2) ils sont physiologiquement plus sensibles aux substances toxiques et 3) ils sont plus susceptibles d'ingérer de l'eau.

Dans le cadre des activités entraînant un contact direct avec l'eau, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) estime qu'il existe un risque d'irritation ou de réaction cutanée à une concentration supérieure à 20 000 cyanobactéries/mL (WHO, 1998a). Le document de l'OMS précise qu'il s'agit d'une valeur seuil qui tient compte des effets irritatifs ou allergènes pouvant être déclenchés par des substances autres que les neurotoxines ou les hépatotoxines; sans le mentionner expressément, le document fait référence aux endotoxines LPS. Une concentration de 20 000 cyanobactéries/mL serait susceptible de n'engendrer que des symptômes légers chez un petit nombre de personnes (Chorus et Bartram, 1999). Cependant, Pilotto *et al* (1997)

estiment que cette ligne directrice de 20 000 cellules/ml est trop élevée et pourrait être ramenée à 5 000 cellules/mL dans certains cas, notamment lors d'exposition de plus d'une heure dans une eau contaminée.

D'autres chercheurs estiment cependant que la cote de 5 000 cyanobactéries/mL fixée par Pilotto *et al* (1997) est trop restrictive et qu'une alerte de santé publique ne devrait pas être émise avant de noter une densité cellulaire de 50 000 cyanobactéries/mL (Fitzgerald *et al*, 1999). Cette suggestion ne découle cependant pas d'une étude expérimentale, mais plutôt de l'estimation du contenu moyen en MC-LR d'une cellule cyanobactérienne, estimé à 0,2 picogramme ($0,2 \times 10^{-12}$ g). Ces auteurs mentionnent aussi que la présence d'un goût ou d'une odeur désagréable ne peut pas être utilisé comme guide quant à la présence possible de cyanotoxines.

Il est cependant acquis que des réactions notables (irritations cutanées et symptômes de gastro-entérites) sont susceptibles de se produire à une concentration supérieure à 100 000 cellules toxiques/mL. Une telle concentration n'engendre pas nécessairement la formation de «croûtes» ou d'écume à la surface de l'eau, ce qui ne permet pas aux baigneurs de prendre des précautions bien que l'eau soit fortement colorée avec une telle concentration de cyanobactéries. Selon l'OMS, une telle concentration devrait impliquer une intensification de la surveillance des zones récréatives et l'élaboration de mesures d'information et de protection adéquates (WHO, 1998a).

La présence d'écume (figures 1 et 2 de l'annexe 1) peut être associée à des densités cellulaires de l'ordre de un à deux millions de cellules/mL donnant une texture visqueuse à l'eau; dans un tel contexte, il a été établi qu'un enfant de 10 kg qui pataugerait dans un tel milieu pourrait avaler environ 2 mg de microcystines (produit par une biomasse de l'ordre de 24 mg/L formant la prolifération) causant potentiellement de sévères lésions hépatiques (à titre d'exemple, la prolifération des figures 1 et 2 (annexe 1), correspond à une densité de 97 mg/L; celle de la photographie 8 est de 42 mg/L, dont seulement 0,5 mg/L est toutefois constituée de souches reconnues toxiques. Il faut cependant reconnaître que, compte tenu de l'aspect rebutant de telles proliférations, ce sont surtout les enfants en très bas âge qui doivent être surveillés (Chorus et Bartram, 1999), bien que des rapports anecdotiques font état d'adultes attirés par elles (WHO, 1998a). Fromme *et al* (2000), en se basant sur l'étude de Fawell *et al* (1999a) (voir la section suivante - 1.7.2) proposent qu'une concentration de 100 µg/L de MC-LR pourrait être

jugée sécuritaire pour les activités aquatiques. Cette valeur n'est cependant basée que sur un simple calcul arithmétique, ce qui ne permet pas de lui accorder une grande fiabilité.

En définitive, il s'avère difficile de déterminer avec précision une concentration de cyanobactéries ou de cyanotoxines sans risque pour les humains dans le cadre d'activités récréatives à contact primaire; dans ce contexte, une prolifération entraînant une coloration visuellement détectable de l'eau (entre 20 000 et 50 000 cyanobactéries/mL) ou la formation d'écume pourrait être interprétée comme un risque potentiel pour la santé, à condition qu'il soit possible de faire la différence entre une prolifération de cyanobactéries et la présence d'algues macroscopiques, microscopiques ou de végétaux aquatiques ne représentant aucun danger.

1.7.2 Le risque lié à la consommation d'eau – ligne directrice

Il est habituellement déconseillé de boire une eau de surface non traitée à cause de la présence potentielle de plusieurs types de contamination microbienne ou chimique. La présence d'une coloration anormale de l'eau, pouvant découler d'une prolifération de cyanobactéries, constitue un motif supplémentaire d'éviter toute ingestion d'eau de surface non traitée.

Concentrations admissibles pour la microcystine-LR dans l'eau potable

En ce qui concerne la consommation d'eau potable, plusieurs critères ou valeurs limites ont été déterminés. Elles ont toutes en commun la DSENO déterminée par Fawell *et al* (1999a), qui est de 40 µg/kg.jour, calculée à la suite d'une étude sub-chronique effectuée avec des souris. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) et Santé Canada ont déterminé des critères concernant la concentration maximale de MC-LR acceptable dans l'eau potable. Ces valeurs provisoires sont de 1,0 µg/L pour l'OMS et de 1,5 µg/L pour Santé Canada (WHO 1998b; Santé Canada, 1998). Dans les deux cas, la DSENO a été divisée par un facteur d'incertitude de 1000, soit 100 pour tenir compte des variations intra- et interspécifiques et 10 pour tenir compte du biais imposé par la nature sub-chronique de l'étude. La différence entre les deux valeurs provient du fait que l'OMS estime la consommation quotidienne d'eau à 2 litres par personne, avec une masse moyenne de 60 kg, alors que Santé Canada estime la consommation à 1,5 litre et la masse moyenne à 70 kg.

La concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) proposée par Santé Canada pour la MC-LR dans l'eau potable est donc calculée comme suit :

$$CMA = \frac{40\ \mu g/kg\ par\ jour \times 70\ kg \times 0,80}{1000 \times 1,5\ L/jour} \approx 1,5\ \mu g/L$$

où :

- 40 µg/kg.jour est le DSENO de Fawell *et al* (1999a);
- 70 kg est la masse corporelle moyenne;
- 0,8 (ou 80%) est la proportion de l'apport total en microcystines attribuable à l'eau potable;
- 1000 est le facteur d'incertitude;
- 1,5 L/jour est la consommation quotidienne moyenne d'eau potable d'un adulte.

Duy *et al* (2000) proposent des seuils plus sévères pour la MC-LR. D'abord dérivés de la DSENO de Fawell *et al* (1999a), ils ont cependant déterminé des seuils en fonction de diverses catégories de personnes : adulte d'une masse moyenne de 60 kg, puis des enfants de 10 et 5 kg, consommant respectivement 2, 1 et 0,75 litres d'eau quotidiennement. En ajoutant un facteur de sécurité additionnel de 3 (soit 3000 au total), pour tenir compte de l'effet de promotion tumorale, ce que Santé Canada et l'OMS n'ont pas considéré, ils obtiennent des valeurs maximales à ne pas dépasser de 0,32 µg/L pour un adulte, de 0,11 µg/L pour un enfant de 10 kg et de 0,07 µg/L pour un enfant de 5 kg.

Il faut rappeler que les lignes directrices de l'OMS et de Santé Canada ne tiennent compte que de la présence de la microcystine-LR, alors que la toxicité d'autres analogues, notamment la MC-RR et la MC-YR, devrait être éventuellement prise en compte, (Fastner *et al*, 1999). Dans ce contexte, la ligne directrice de Santé Canada pourrait être éventuellement réduite.

Seuil suggéré pour l'anatoxine-a

Sur la base d'une étude sub-chronique de sept semaines avec des souris, et qui a mis en évidence une DSENO de 0,51 mg/kg, Duy *et al* (2000) propose un seuil de 12,24 µg/L pour les adultes et de 4,08 µg/L pour les enfants. Aucun gouvernement, agence ou organisation n'a émis des lignes directrices ou des normes pour l'anatoxine-a.

1.8 Les traitements de l'eau requis pour l'élimination des cyanotoxines

Puisque des municipalités canadiennes puisent leur eau brute dans des lacs, des réservoirs ou des cours d'eau où prolifèrent des cyanobactéries, il importe de s'assurer que les traitements visant à rendre l'eau potable soient efficaces pour retenir ces micro-organismes et leurs toxines.

1.8.1 Rappels sur le traitement de l'eau potable

La figure 3 schématise les principales étapes requises pour l'obtention d'une eau potable de qualité.

Coagulation et floculation

Cette étape, en association avec les procédés de séparation solide-liquide, vise à diminuer la turbidité de l'eau causée par les particules en suspension ainsi que la couleur vraie découlant de la présence de colloïdes d'origine minérale (sables, limons et argiles), végétale (acides fulviques et humiques) ou animales (protéines, lipides, etc.). La coagulation/floculation est essentielle pour la décantation des colloïdes (diamètre entre 0,002 et 0,5 µm) qui, à cause de leur charges électriques, ne s'agglomèrent pas naturellement. La coagulation est caractérisée par l'injection de coagulants et leur dispersion (dans un mélangeur rapide) pour favoriser les contacts entre les colloïdes et favoriser leur agrégation sous forme d'amas ou de flocons (flocs) (Desjardins, 1990).

Les coagulants les plus utilisés sont les seis de fer et d'aluminium car leur coût est relativement bas. Un des plus employés est le sulfate d'alumine [$Al_2(SO_4)_3.14\ H_20$] ou alun, mais certaines usines de traitement utilisent aussi le polyaluminium-silicate-sulfate («PASS»). L'alun peut être utilisé à une concentration d'aluminium variant de 1,0 à 1,5 mg par mg de carbone total contenu dans l'eau (ce qui peut donner des concentrations d'alun allant jusqu'à 75 mg), selon le pH, l'alcalinité, la température, la concentration de matière organique et le mode d'injection du coagulant. On peut aussi utiliser des polymères d'origine naturelle (alginates et polysaccharides extraits d'algues marines) ainsi que des polyélectrolytes d'origine synthétiques; ces derniers peuvent avoir des charges électriques positives (cationiques), négatives (anioniques) ou être non-anioniques. Les polyélectrolytes sont utilisés comme coagulants, ou adjuvants des coagulants traditionnels, et ils sont très efficaces; ils sont d'ailleurs employés à de très faibles concentrations, de l'ordre de 0,05 à 0,5 g/1000 L. Plusieurs usines de traitement de l'eau

utilisent la silice activée, un adjuvant de la coagulation particulièrement utile dans les régions où l'eau est froide et où l'alcalinité est faible; elle est préparée sur place à partir d'une solution de silicate de sodium et utilisée à une concentration variant entre 5 et 10% (Beaudry, 1984; Gagnon, 1996).

Décantation

La décantation a pour but de séparer les flocs, formés lors de la coagulation/floculation, dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Ces flocs s'accumulent au fond d'un bassin d'où ils sont extraits sous forme de boues fluides.

La filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier l'eau en la faisant passer à travers un milieu poreux granulaire (lit filtrant). Le lit filtrant doit être constitué d'un matériau insoluble et chimiquement inerte. Les lits filtrants les plus simples sont composés d'une couche uniforme de sable d'environ 60 à 90 cm d'épaisseur dont la granulométrie varie habituellement entre 0,6 et 0,8 mm; le tout repose sur un lit de gravier. La plupart des centrales optent maintenant pour un filtre bicouche dont la partie supérieure est constituée de grains d'anthracite (du charbon non activé); un tel filtre comporte habituellement une couche de quelques dizaines de centimètres de sable surmontée d'une couche de 45 à 60 cm d'anthracite (Beaudry, 1984; Desjardins, 1990).

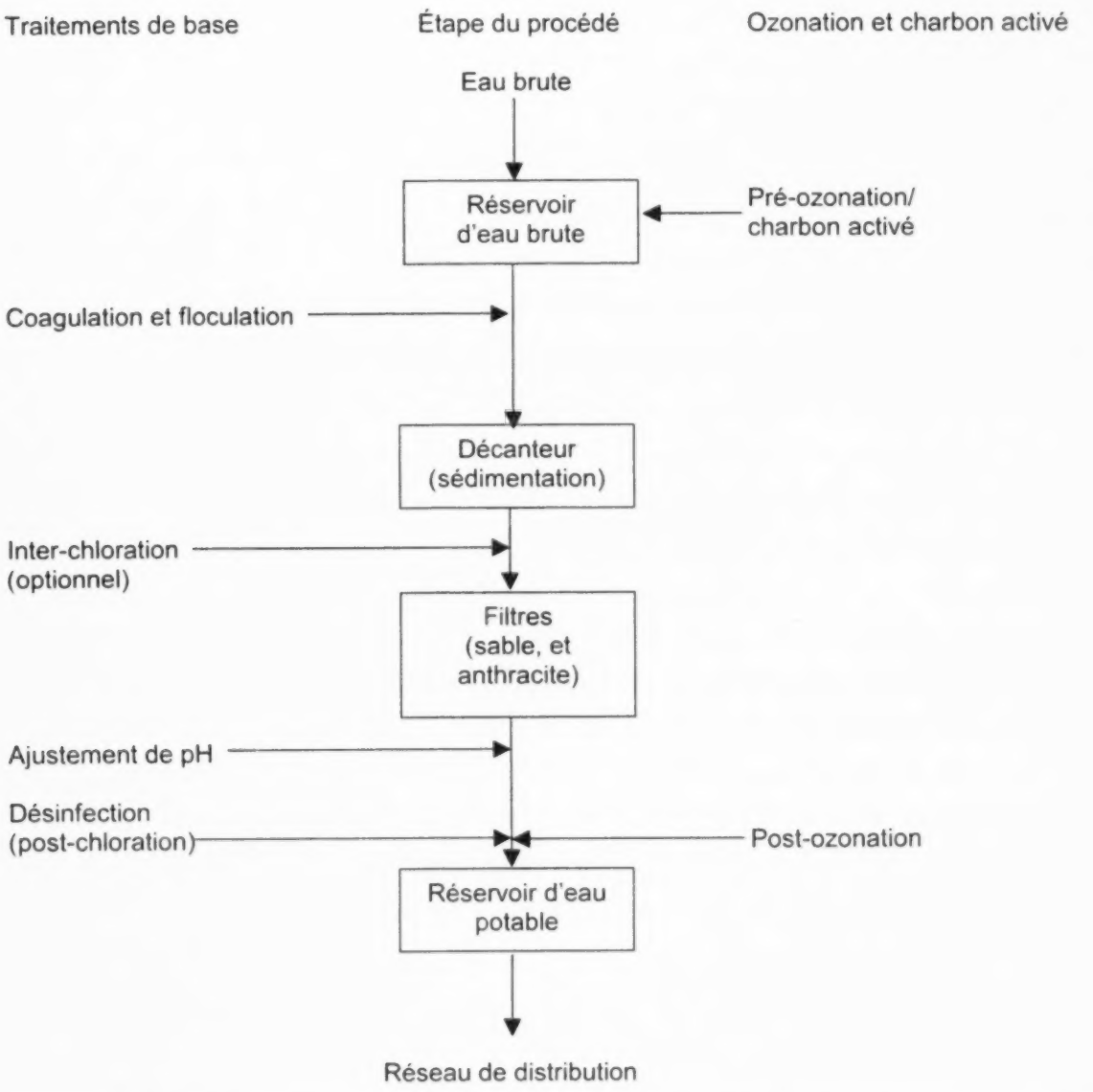


Figure 3 : Schéma générique des traitements possibles pour produire de l'eau potable

La désinfection et l'oxydation

La désinfection est un traitement permettant de détruire ou d'inactiver les micro-organismes, y compris les virus et les kystes et oocystes de protozoaires, comme *Cryptosporidium* sp. et *Giardia* sp. Plusieurs désinfectants utilisés ayant également un pouvoir oxydant, ils peuvent oxyder de nombreux micro-polluants, supprimer les odeurs et les saveurs de l'eau. Les plus utilisés sont des composés à base de chlore ainsi que l'ozone; dans de rares cas, le permanganate de potassium est employé (Beaudry, 1984; Desjardins, 1990).

Les produits du *chlore* les plus utilisés sont le chlore gazeux (Cl_2), l'hypochlorite de sodium (NaOCl) et le bioxyde de chlore (ClO). Le chlore gazeux est peu coûteux, facile à obtenir, très soluble dans l'eau et il est toxique pour la majorité des micro-organismes. De plus, une concentration résiduelle de chlore libre dans l'eau favorise une action à long terme dans le réseau de distribution où il peut continuer de réagir sous forme d'acide hypochloreux (HClO) ou d'ion hypochlorite (ClO^-), selon le pH de l'eau. La concentration de chlore résiduel libre est cependant un facteur critique. À titre d'exemple, une concentration résiduelle libre de 1 mg/L (sous forme d'acide hypochloreux) détruit la bactérie *Escherichia coli* en quelques secondes, alors qu'à une concentration de 0,2 mg/L, un temps d'environ 6 minutes est requis pour tuer la même bactérie. Bien que la chloration soit habituellement effectuée à la fin du processus de traitement de l'eau, après la filtration, certaines usines injectent du chlore en amont; c'est la pré- ou l'inter-chloration (Beaudry, 1984).

L'*ozone* est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique (O_3). C'est un oxydant très puissant, capable de tuer les micro-organismes et d'éliminer les odeurs, les goûts désagréables ainsi que la couleur de l'eau. Le traitement à l'ozone est coûteux puisque, à cause de son instabilité, il faut le produire sur place avec un ozoneur en faisant passer de l'air sec à travers une décharge électrique de haut voltage (6000 à 20 000 volts); un kilogramme d'ozone nécessite la consommation de 20 000 à 25 000 watts d'énergie. Le pouvoir désinfectant de l'ozone est toutefois 10 à 100 fois supérieur à celui du chlore et il est surtout efficace contre les spores bactériennes et les kystes ou oocystes de parasites. Il est habituellement suggéré d'injecter l'ozone dans l'eau à une concentration de 2 à 4 mg/L et de maintenir une concentration résiduelle de 0,4 mg/L après un temps de contact de 5 à 8 minutes. L'ozone ne persiste cependant pas longtemps dans l'eau et il est absent dans le réseau de distribution, d'où la nécessité d'avoir du chlore résiduel libre. L'ozone, en combinaison avec les

autres procédés de la chaîne de traitement, peut efficacement détruire les algues microscopiques (habituellement dans une proportion de 90 à 99%). Bien que l'ozone soit surtout employé en fin de traitement (post-ozonation), certaines municipalités l'utilisent également en début de traitement (pré-ozonation) ou au milieu (inter-ozonation) pour oxyder la matière organique et accroître la performance globale du traitement (Masschelein, 1991).

Certaines usines de traitement de l'eau utilisent parfois le *permanganate de potassium* ($KMnO_4$) qui est un oxydant plus qu'un désinfectant. Il est surtout utilisé pour contrôler les goûts et les odeurs indésirables de même que pour oxyder le fer et le manganèse. Il est par ailleurs efficace pour réduire les problèmes découlant du développement algal, incluant les cyanobactéries (Provencher *et al*, 1989).

Adsorption par le charbon activé

Le charbon activé sert à éliminer les substances responsables de la couleur, les goûts, les odeurs ainsi que plusieurs substances toxiques. Les particules de charbon activé ont une structure microporeuse qui leur confère une surface spécifique très élevée (de 500 à 1 300 m^2/g), la taille des pores variant de 1 à quelques dizaines d'Angstrœms (10^{-10} mètre). La capacité d'adsorption n'est toutefois pas illimitée; le volume d'eau qui peut être traité avec une quantité donnée de charbon est déterminé en fonction de plusieurs variables qui permettent d'établir un isotherme d'adsorption (saturation des pores). Dans le domaine du traitement de l'eau, le charbon actif est disponible sous forme granulaire, le CAG (particules de 0,25 à 3,0 mm de diamètre), ou en poudre, le CAP (particules de 8 à 9 micromètres de diamètre) (Beaudry, 1984; Degrémont, 1989; Desjardins, 1990).

1.8.2 Effets des traitements sur les cyanotoxines

L'alun, systématiquement utilisé dans les traitements de l'eau potable, n'induit aucun dommage aux cyanobactéries (Chow *et al*, 1999), et il ne permet pas une élimination des microcystines libres dans l'eau (Yoo *et al*, 1995). Quant à la chloration, plusieurs études ont démontré une efficacité variant de 0 à 50%. La capacité du chlore à détruire les cyanotoxines dépend de nombreux facteurs comme sa concentration résiduelle, le temps de contact et la présence de matière organique qui peuvent réduire son efficacité. Il est cependant possible d'obtenir une certaine efficacité en maintenant une concentration de chlore libre résiduel minimale de 0,5 mg/L pendant au moins 30 minutes (Hitzfeld *et al*, 2000; Yoo *et al*, 1995). En considérant

l'ensemble des traitements de base (floculation + filtration + chloration), il est possible d'obtenir une réduction maximale de 50% des microcystines, ce qui pourrait toutefois s'avérer insuffisant si la concentration initiale est de l'ordre de plusieurs microgrammes par litre (Lambert *et al*, 1996).

L'emploi du charbon activé, granulaire ou en poudre, a fait l'objet de nombreuses études. Parmi les facteurs qui influent le plus sur sa performance, notons la charge en matière organique de l'eau brute, qui «compétitionne» avec les toxines pour être adsorbée dans les pores. La concentration en toxines est également un facteur important : plus elle est faible, moins la réduction est importante, phénomène normal qui peut être modélisé avec les isothermes d'adsorption (Lambert *et al*, 1996). La porosité du charbon serait également un facteur important, les variétés avec des pores de plus grande dimension (charbon à base de bois) ayant démontré une meilleure performance que ceux ayant de plus petits pores (à base de noix de coco ou de tourbe) (Lambert *et al*, 1994b).

Une étude effectuée à grande échelle, dans deux municipalités albertaines, a montré que l'efficacité du charbon en poudre ou granulaire variait entre 40 et 71% mais que, combiné avec l'ensemble des autres traitements, elle pouvait éliminer 48% des microcystines dans un cas et 87% dans l'autre (Lambert *et al*, 1996). Dans les deux cas, les concentrations finales de microcystines étaient cependant inférieures à la ligne directrice provisoire de Santé Canada (1,5 µg/L), soit de 0,05 à 0,18 µg/L. Les deux usines de traitement utilisaient des procédés conventionnels similaires, la seule différence étant l'utilisation du charbon avant l'étape de la coagulation (pré-traitement) ou après la filtration (post-traitement); la meilleure performance a été observée avec l'application du charbon en post-traitement, ce qui confirme des observations antérieures sur l'importance cruciale de l'emplacement du traitement (Lambert *et al*, 1996).

L'ozonation est le procédé qui s'avère globalement le plus efficace pour la destruction des microcystines. Une étude en laboratoire a montré qu'une concentration de 1 mg/L d'ozone, maintenue pendant 30 minutes, combinée avec la filtration sur sable et l'utilisation de chlore, permettait d'éliminer 99% des microcystines (Himberg *et al*, 1989). Des études subséquentes ont confirmé le pouvoir destructeur de l'ozone, à une concentration de l'ordre de 0,07 mg/L avec un temps de contact de quelques minutes seulement dans une eau toutefois exempte de matière organique (Yoo *et al*, 1995).

L'emploi de la pré-chloration et de la pré-ozonation peuvent cependant représenter certains risques dans la mesure où ces traitements peuvent détruire les cyanobactéries, lyser les cellules et provoquer le relargage des cyanotoxines, à la manière des algicides. Dans un tel contexte, il faut que les étapes subséquentes de la chaîne de traitement comprennent notamment l'emploi du charbon activé ou une post-ozonation pour adsorber ou oxyder les toxines libérées; la post-chloration, tel que précisé plus haut, peut aussi avoir un effet oxydant mais dans une moindre mesure (Chorus et Bartram, 1999).

En considérant la popularité croissante des filtres domestiques, leur capacité de rétention a été évaluée par Lawton *et al* (1998). Les trois types de filtres testés, composés de charbon activé et de résines échangeuses d'ions, ont démontré une capacité à retenir les cyanobactéries variant de 10 à 60% (selon la morphologie des micro-organismes); la rétention moyenne de la MC-LR était de l'ordre de 35% après un seul passage de l'eau. En recirculant l'eau trois fois dans les filtres, la capacité de rétention atteignait 77% pour la MC-LR et 87% pour trois autres microcystines (LY, LW et LF). Le plus important problème associé aux filtres domestiques est le colmatage rapide des pores; après avoir filtré seulement 50 litres la rétention de la MC-LR n'était plus que 15 à 30%.

Une mise en garde s'impose quant à l'utilisation d'algicides pour détruire les proliférations de cyanobactéries dans des lacs ou des réservoirs. De manière générale, l'utilisation de substances algicides est de plus en plus proscrite afin de prévenir la destruction des cellules microbiennes et le relargage subséquent des cyanotoxines (Hitzfeld *et al*, 2000; Santé Canada, 1998). À cet égard, il a été démontré que le sulfate de cuivre ($CuSO_4$), qui est souvent employé pour détruire les proliférations de cyanobactéries, est toxique pour *Microcystis aeruginosa* et favoriseraitt un important relargage de la MC-LR dans le milieu aquatique (Chow *et al*, 1999; Lambert *et al*, 1994b). Jones et Orr (1994) ont montré que l'utilisation d'un algicide à base de cuivre dans d'importantes proliférations avait libéré des microcystines dont la concentration a atteint 990 et 1830 µg/L dans deux lacs, respectivement trois heures et quatre jours après le traitement. Par ailleurs, la chaux (hydroxyde de calcium – $Ca(OH)_2$) et le permanganate de potassium n'induisent pas le bris des cyanobactéries tout en permettant la réduction des proliférations (Lambert *et al*, 1994b).

1.9 L'état des connaissances au Québec

Au Québec, à l'exception d'un projet exploratoire effectué par le ministère de l'Environnement en 1999 et 2000, la recherche de cyanobactéries toxiques n'a jamais fait l'objet d'études spécifiques. Cependant, dans le cadre d'un recensement exhaustif de toutes les études sur les micro-organismes photosynthétiques des eaux dulcicoles du Québec (Poulin *et al*, 1995), il est possible de dresser une liste sommaire des cyanobactéries ayant un potentiel toxique (voir plus loin dans cette section).

En ce qui concerne plus spécifiquement le fleuve Saint-Laurent, dans le tronçon allant de Cornwall (Ontario) à l'extrémité est du lac Saint-Pierre (lac fluvial), Paquet *et al* (1998) ont identifié quelques espèces de cyanobactéries reconnues toxiques : *Anabaena solitaria planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Lyngbya major* et *Oscillatoria agardii*. L'espèce *Coelosphaerium kuetzingianum*, qui pourrait être responsable de la sécrétion d'une toxine non caractérisée (Yoo et al, 1995), a également été recensée (Blais, 2001; Paquet *et al*, 1998). Une étude plus récente, portant sur le phytoplancton du tronçon fluvial entre Cornwall et l'extrémité est de l'île de Montréal (Hudon, 2000), n'a pas permis d'identifier des espèces toxiques. Sur la base de ces études qui, faut-il le préciser, n'avaient pas pour but la recherche spécifique de cyanobactéries sécrétant des toxines, il semble que le fleuve Saint-Laurent ne serait pas un milieu propice au développement d'espèces toxiques.

L'étude préliminaire de 1999 du ministère de l'Environnement du Québec fut la première qui ait été spécifiquement orientée vers la recherche très sommaire de cyanobactéries toxiques et de microcystines au Québec (Blais, 2001). Des échantillons ont été prélevés dans cinq et sept lacs, respectivement pour les cyanobactéries et les microcystines, localisés depuis l'extrême ouest du Québec (Outaouais et Laurentides) jusqu'à la région de Rimouski. Les microcystines totales étaient déterminées avec un test dont le seuil de détection était de 0,3 µg/L. Un seul échantillon, parmi les 13 prélèvements, s'est avéré positif quant à la présence de la MC-LR. Néanmoins, sept espèces reconnues pour leur potentiel toxique avaient été : *Anabaena flos-aquae*, Anabaena *spiroides*, *Anabaena solitaria planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *limosa*, *Microcystis aeruginosa* et *Microcystis flos-aquae*. L'espèce *Coelosphareium kuetzingianum* a aussi été identifiée mais son potentiel toxique n'a pas été clarifié (Yoo *et al*, 1995). Les énumérations ont démontré que l'abondance de cyanobactéries toxiques, provenant de deux échantillons de deux lacs, a dépassé la recommandation de l'OMS

pour les activités récréatives à contact primaire (20 000 cellules/ml). La prise en compte du décompte des cyanobactéries totales indiquerait cependant un dépassement systématique du seuil de l'OMS (entre 66 000 et 216 500 cellules/mL) si la suggestion de cette organisation est suivie en tenant compte de l'ensemble des espèces pour considérer des risques pouvant découler du contact avec les endotoxines LPS de la paroi cellulaire.

Par ailleurs, les responsables de l'usine de traitement des eaux de la ville de Granby (bassin de la Yamaska) effectuent sporadiquement une identification sommaire, au genre, des cyanobactéries ainsi que le dénombrement dans l'eau brute d'alimentation. Quelques genres pouvant comprendre des espèces toxiques ont été identifiés : *Anabaena* sp. *Aphanizomenon* sp., *Lyngbya* sp. et *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *sp* (G. Comtois, ville de Granby, communication personnelle).

Sur la base de l'étude de 1999 du ministère de l'Environnement du Québec (Blais, 2001), du recensement de Poulin *et al* (1995) et du travail de Paquet *et al* (1998), il est possible de fournir un aperçu des espèces (ou genres) de cyanobactéries reconnues toxiques identifiées au Québec (tableau 4).

Tableau 4. Liste des espèces (ou genres) de cyanobactéries reconnues toxiques identifiées dans les eaux dulcicoles du Québec[a]

ORDRE	GENRES OU ESPÈCES
Nostocales	*Anabaena flos-aquae* *Anabaena circinalis* *Anabaena solitaria* var *planctonika* *Anabaena spiroides* var. *crassa* *Anabaenopsis milleri* *Aphanizomenon flos-aquae* *Cylindrospermopsis raciborskii* *Nostoc* sp.
Chroococcales	*Microcystis aeruginosa* *Microcystis flos-aquae* *Nodularia spumigena*
Oscillatoriales	*Lyngbya major* *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *agardhii* *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *limosa*

[a] D'après Paquet *et al* (1998), Blais (2001), Poulin *et al* (1995).

2. LES ZONES D'ÉTUDE

Depuis le début des années 1980, le ministère de l'environnement du Québec effectue périodiquement des études pour évaluer la qualité des eaux des principales rivières de la province. Sur la base des informations contenues dans ces études, et après avoir rencontré les responsables de ces dossiers, trois bassins versants du sud-ouest du Québec ont été sélectionnés, compte tenu de l'état des cours d'eau et des utilisations récréatives ou à des fins d'approvisionnement en eau potable. Il s'agit des bassins des rivières L'Assomption, Châteauguay et Yamaska. Les sous-sections qui suivent présentent les principales caractéristiques de chacun de ces bassins versants ainsi qu'une description sommaire des usines de traitement de l'eau potable où des échantillons ont été prélevés.

2.1 Le bassin de la rivière L'Assomption

L'étude la plus récente du bassin de la rivière l'Assomption est celle de Delisle *et al* (1997) réalisée dans le cadre du programme Saint-Laurent Vision 2000. Toutefois, les données concernant la concentration en phosphore et en chlorophylle «a» proviennent de prélèvements mensuels effectués par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) lors d'une campagne d'échantillonnage réalisée entre mai et octobre 1995 (données non publiées, M. Simoneau, ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle).

La rivière L'Assomption se déverse dans le fleuve Saint-Laurent, au nord-est de l'Île de Montréal, dans la région administrative de Lanaudière. Le bassin versant a une superficie totale de 4 220 km^2 et comprend neuf sous-bassins dont les plus importants, outre celui de la rivière L'Assomption, sont ceux des rivières Ouareau, de l'Achigan, Noire et Saint-Esprit (figure 4). La majeure partie du territoire, soit la portion au nord d'une ligne partant de New Glasgow (au sud-ouest) à Sainte-Mélanie (au nord-est) est occupée par la forêt et surtout utilisée pour des activités récréatives (villégiature et plein air). La portion du territoire consacrée à l'agriculture (21% de la superficie) ainsi que les zones urbanisées (5% du territoire) occupent essentiellement la portion inférieure du bassin (en dessous de la ligne imaginaire identifiée ci-haut). Environ 155 000 personnes vivent dans le bassin, dont 110 000 dans la portion inférieure. Le débit annuel moyen de la rivière à l'embouchure est de 76 m^3/s.

Les activités urbaines, industrielles et agricoles sont responsables d'une pression sur plusieurs cours d'eau dans la portion inférieure du bassin versant, principalement les rivières L'Assomption (en aval de Joliette), de l'Achigan, Saint-Esprit, ainsi que les ruisseaux Saint-Pierre, Vacher, Saint-Georges et Point du jour (Figure 4). En 1997, les eaux usées de 58% de la population du bassin étaient traitées avant leur rejet dans l'environnement alors que, des 378 établissements industriels recensés, 42 étaient classés comme des entreprises polluantes ou susceptibles de l'être.

Les activités agricoles occupent une place prépondérante : en 1995, on comptait 1 305 entreprises agricoles totalisant une superficie cultivée de 60 221 hectares (ha) et 73 563 unités animales (U.A.)[10]. L'élevage est à l'origine d'une importante production de déjections animales, auxquelles s'ajoutent les fertilisants de synthèse. Le bilan de Delisle, effectué en 1995, montrait que les déjections représentaient un apport azoté annuel de 5,4 millions de kg et de 1,2 million kg pour le phosphore; des quantités similaires ont été comptabilisées pour les apports découlant des fertilisants de synthèse utilisés dans les cultures. Les déjections sont épandues sur 30% des superficies cultivées, ce qui crée des pressions locales importantes; ainsi, dans le bassin de la l'Achigan, plus de 400 kg/ha d'azote et plus de 100 kg/ha de phosphore sont épandus annuellement. Un bilan agronomique confirme la surcharge de substances nutritives dans plusieurs sous-bassins versants pour l'azote et le phosphore, ainsi qu'un excédent net de phosphore à l'échelle de l'ensemble du bassin versant. Cela confirme, en accord avec l'analyse des pressions, que les rejets agricoles représentent une source majeure de contamination en éléments nutritifs pouvant favoriser la prolifération de micro-organismes photosynthétiques.

L'ensemble des pressions environnementales exercées par les activités urbaines, industrielles et agricoles sont responsables de la dégradation de la ressource hydrique et des usages potentiels. Dans le secteur inférieur du bassin, là où se concentrent les activités socio-économiques, l'ensemble des cours d'eau et leurs écosystèmes subissent une détérioration importante tant sur le plan de la qualité physico-chimique que bactériologique. La mauvaise qualité de l'eau nuit à la vie aquatique ainsi qu'aux usages à contact direct comme la baignade et certains sports nautiques; elle complique de plus le traitement de l'eau potable pour l'approvisionnement des quelque 100 000 personnes qui s'alimentent à partir des eaux de surface.

---

[10] Une unité animale correspond à un poids de 500 kg. Le nombre d'animaux équivalent à une U.A. varie selon l'espèce et l'âge; ainsi, une vache, un bœuf, 5 veaux de lait, 5 porcs à l'engraissement ou 250 poulets à griller représentent une unité animale.

En aval de Joliette (station d'échantillonnage de la banque de données sur le milieu aquatique (BQMA) du MENV # 05220021), dont la station de traitement des eaux usées n'était pas encoreen service en 1995, la rivière L'Assomption montrait des signes de détérioration avec une concentration médiane[11] de phosphore total de 0,125 mg/L, au delà du seuil d'eutrophisation[12]; quant à la concentration médiane en chlorophylle «a» et en phéophytines (pigments photosynthétiques dégradés), elle était de 3,09 mg/mètre cube[13]. À la hauteur de la prise d'eau de la municipalité de L'Assomption (station BQMA # 05220148), la concentration médiane de phosphore total était de 0,096 mg/L alors que celle de la chlorophylle «a» et des phéophytines était de 11,88 mg/m^3, concentrations supérieures au seuil d'eutrophisation. À 200 m en amont de la prise d'eau de Repentigny (station BQMA # 0522003), la concentration médiane en phosphore total était identique à celle mesurée à L'Assomption, mais celle des pigments photosynthétiques était plus élevée, soit 13,81 mg/m^3.

En ce qui concerne la rivière de l'Achigan, sa qualité se dégrade graduellement en aval de Saint-Roch-de-L'Achigan; à la hauteur de la municipalité de L'Épiphanie (station BQMA # 05220005); en 1995, le phosphore total médian était à une concentration de 0,107 mg/L et les pigments photosynthétiques à 16,21 mg/m^3, témoignant ainsi du caractère pollué et eutrophe de ce cours d'eau près de sa confluence avec la L'Assomption. Dans le cas de la rivière Ouareau, en amont de Crabtree (station BQMA # 05220152), les concentrations médianes de phosphore total (0,024 mg/L) et des pigments photosynthétiques (1,55 mg/m^3) étaient, en 1995, sous le seuil d'eutrophisation.

---

[11] La médiane est utilisée, plutôt que la moyenne, parce qu'elle est moins sensible aux valeurs extrêmes (retrouvées dans certains bassins versants) qui peuvent déformer la réalité.

[12] Un critère de 0,03 mg/L de phosphore total (phosphore dissous + phosphore particulaire insoluble) a été fixé, afin de prévenir l'eutrophisation dans les rivières; en milieu lacustre, un critère de 0,02 mg/L a été établi.

[13] La somme de la chlorophylle «a» et des phéophytines est utilisée pour mesurer l'activité photosynthétique résultant surtout de la présence d'algues microscopiques (incluant les cyanobactéries). Au delà d'une valeur de 8,8 mg/m^3, le plan ou le cours d'eau est considéré comme eutrophe (Primeau, 1999).

Figure 4 : Bassin versant de la rivière L'Assomption

(Source : ministère de l'Environnement du Québec)

Compte tenu des données obtenues ainsi que des informations recueillies auprès de divers intervenants, il a été décidé de procéder à des échantillonnages 1) dans la rivière L'Assomption en aval de Joliette où les municipalités de L'Assomption, Repentigny[14] et LeGardeur puisent leur eau potable; 2) dans la rivière de l'Achigan, à la hauteur de la municipalité de L'Épiphanie qui y puise son eau potable; 3) dans la rivière Ouareau, à la hauteur de la municipalité de Crabtree qui s'approvisionne en eau potable dans cette rivière (cette dernière station a été ajoutée compte tenu de certains rapports anecdotiques faisant état de problèmes occasionnels d'algues. Dans les secteurs étudiés se pratiquent des activités récréatives aquatiques à contact indirect (navigation de plaisance, canot et kayak), les activités à contact direct (baignade, ski nautique et planche à voile) étant à toutes fins pratiques inexistantes à l'exception de l'utilisation de la moto-marine à certains endroits.

2.2 Le bassin de la rivière Châteauguay

Ce bassin a fait l'objet d'une étude exhaustive en 1994 quant à la qualité des eaux de surface, de la contamination par les métaux et certaines substances organiques, ainsi que de l'état des communautés ichtyologiques et benthiques (intégrité biotique du milieu). Le rapport sur l'état des eaux de surface (Simoneau, 1996) ainsi que le rapport synthèse sur l'état de l'écosystème aquatique (Caumartin *et al*, 1996) ont été utilisés pour la préparation du présent résumé.

La rivière Châteauguay prend sa source dans les Adirondacks (Upper Chateauguay Lake et Lower Chateaugay Lake, État de New York), à une trentaine de kilomètres au sud de la frontière Canado-étasunienne, et se déverse dans le lac Saint-Louis (fleuve Saint-Laurent) au sud-ouest de l'île de Montréal (figure 5). D'une superficie de 2 543 km^2, le bassin versant chevauche les territoires étasunien et canadien dans des proportions respectives de 43% et 57%. En territoire québécois, le bassin versant est situé dans la région administrative de la Montérégie. Ses principaux tributaires (rivières des Anglais, Trout, aux Outardes, de l'Esturgeon, Hinchinbrooke et des Fèves) drainent vers la rivière Châteauguay 64% des eaux du bassin (figures 5 et 6).

[14] La centrale de Repentigny fournit l'eau potable à LeGardeur ainsi qu'à une partie de la population de L'Assomption et de Lachenaie, cette dernière municipalité étant toutefois localisée à l'extérieur du bassin versant.

À l'embouchure, le débit annuel moyen est de 34,5 m^3/s alors que le débit d'étiage d'été peut être aussi faible que 10 m^3/s. Dans la portion québécoise (figure 6), l'utilisation dominante du territoire est l'agriculture (68% de la superficie) avec 1 300 fermes et 70 000 ha de terres cultivées en 1992. La densité animale moyenne était de 0,58 unité animale/hectare, valeur correspondant à 50% de celle observée dans le bassin de la L'Assomption. Les forêts occupaient 30% de la portion québécoise du bassin versant et les zones urbaines environ 2%. En 1993, la population était de 80 163 personnes, dont une bonne partie vivaient dans deux municipalités situées dans la portion inférieure du bassin, soit Châteauguay (39 833 personnes), localisée à l'embouchure de la rivière, et Mercier (8 227 personnes). En 1994, 134 industries manufacturières étaient répertoriées sur le territoire du bassin, dont 68% se trouvait dans le tronçon inférieur.

La qualité de l'eau de la rivière Châteauguay est en assez bonne condition à la frontière étasunienne, mais elle se dégrade graduellement jusqu'à son embouchure. L'agriculture exerce une influence majeure sur la composition physico-chimique et bactériologique des eaux, notamment à la faveur de la mise en place d'importants réseaux de drainage souterrain. Ces aménagements, combinés aux importantes superficies de cultures à grand interligne, qui supposent l'application de grandes quantités d'engrais et de pesticides, favorisent l'écoulement de diverses matières polluantes. L'enrichissement presque généralisé des eaux en phosphore constitue le principal problème à l'échelle du bassin versant.

Le plus important tributaire de la Châteauguay, la rivière des Anglais (débit annuel moyen de 7,7 m^3/s, débit d'étiage estival de moins de 1 m^3/s), sillonne un territoire presque exclusivement agricole. D'importantes concentrations d'azote, de matières en suspension (MES) et, surtout, de phosphore ont été enregistrées dans cette rivière; à la hauteur de la municipalité de Howick (station d'échantillonnage BQMA # 03090002 du MENV), près de la confluence avec la rivière Châteauguay, la concentration médiane de phosphore total était de 0,235 mg/L, soit presque 8 fois plus élevé que le critère de 0,03 mg/L (voir la note de bas de page # 12). De manière générale, cette rivière avait une eau dont la qualité était qualifiée de «très mauvaise».

La rivière des Anglais a une influence marquée sur la rivière Châteauguay dont la qualité se détériore nettement en aval de la confluence entre les deux cours d'eau. À la hauteur de Sainte-Martine (station BQMA # 03090001), l'eau était plus colorée et contenait nettement plus de MES, de substances nutritives et de solides dissous. À cet endroit, la concentration médiane de phosphore total était de 0,136 mg/L et celle de la chlorophylle «a» de 10,86 mg/m^3,. À la

hauteur de Châteauguay (station BQMA # 03090023), les concentrations médianes de phosphore total et de chlorophylle «a» totale étaient respectivement 0,146 mg/L et 8,67 mg/m^3.

Bien qu'il n'y ait plus de municipalité qui puise son eau potable dans la portion aval du bassin de la Châteauguay, un potentiel intéressant pour les activité récréatives à contact primaire et secondaire existe toujours et pourrait être exploité après une dépollution adéquate. Par ailleurs, cette rivière étant parmi les plus méridionales du Québec, elle est en principe soumise à des températures moyennes estivales plus élevées susceptibles de favoriser la croissance des micro-organismes photosynthétiques. Malgré la complétude d'une bonne partie du programme d'assainissement des eaux usées municipales et industrielles depuis 1994 (année du bilan présenté dans l'étude de Simoneau de 1996), les activités agricoles contribuent encore à enrichir les eaux de la rivière Châteauguay en azote et en phosphore puisque l'assainissement agricole n'est pas encore achevé (M. Simoneau, ministère de l'Environnement, communication personnelle). Considérant l'ensemble de ces observations, il s'est avéré pertinent de procéder à l'échantillonnage de certains secteurs du bassin versant, en se concentrant sur la portion inférieure de la rivière Châteauguay (en aval de Ste-Martine), avec l'ajout de la rivière des Anglais près de sa confluence avec la Châteauguay (figure 6).

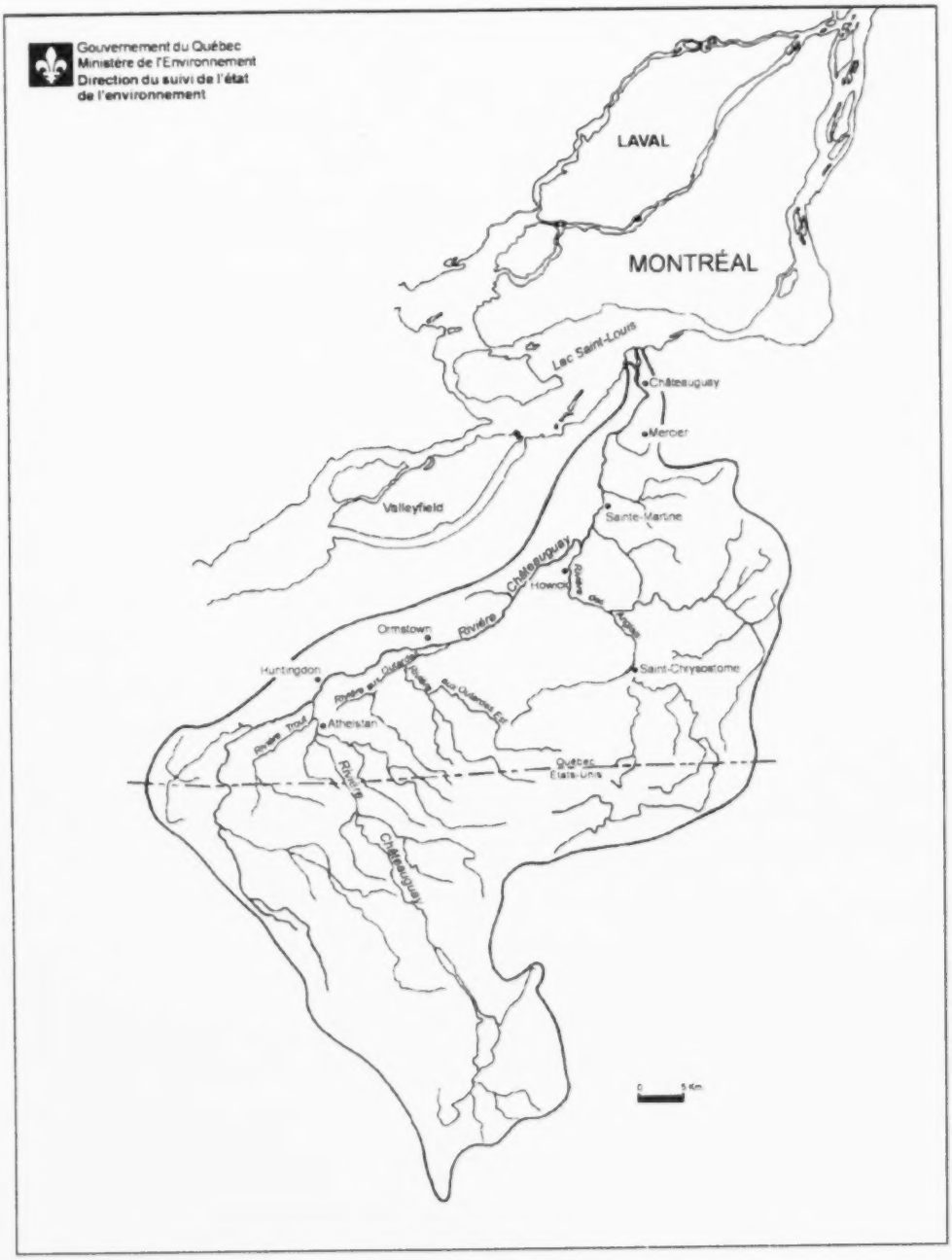


Figure 5 : Délimitation des portions québécoise et new-yorkaise du bassin versant de la rivière Châteauguay

(Source : ministère de l'Environnement du Québec).

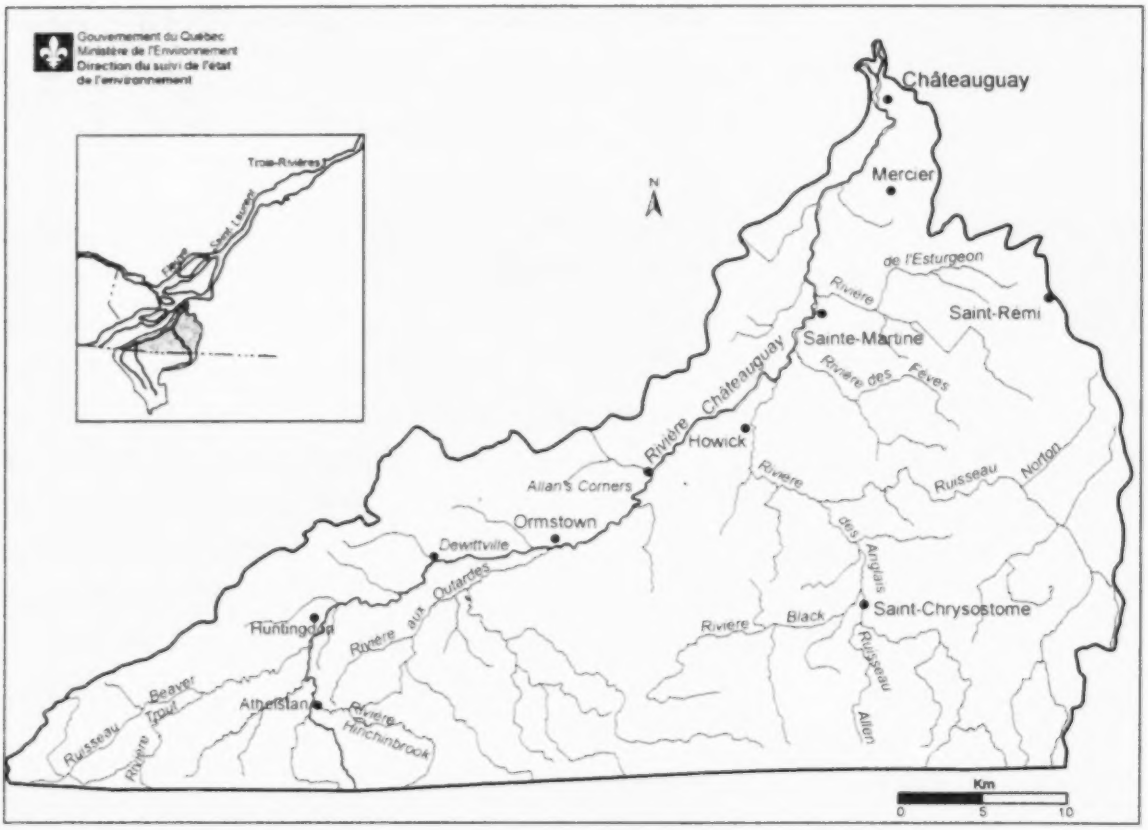


Figure 6 : Portion québécoise du bassin versant de la rivière Châteauguay

(Source : ministère de l'Environnement du Québec)

2.3 Le bassin de la rivière Yamaska

Le bassin de la rivière Yamaska a fait l'objet d'études exhaustives entre 1979 et 1997 quant à la qualité des eaux, la contamination par certains polluants organiques, la contamination du poisson ainsi que de l'intégrité biotique du milieu. Les informations de cette sous-section sont tirées de Primeau (1999) et Primeau *et al* (1999).

Située sur la rive sud du Saint-Laurent, la rivière Yamaska (que l'on désigne parfois comme le cours principal afin de le distinguer de deux autres tributaires utilisant le même homonyme) prend sa source au lac Brome et se jette dans le fleuve à la hauteur du lac Saint-Pierre. Le bassin versant, qui occupe une superficie totale de 4 784 km^2, est drainé par quatre principaux cours d'eau : la rivière Yamaska (le cours principal) ainsi que les rivières Noire, Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est. Le bassin versant se partage de façon à peu près égale entre deux régions physiographiques différentes. La portion aval se trouve dans les Basses-Terres du Saint-Laurent alors que les Appalaches couvrent le reste du territoire dans la portion en amont. Cette dernière région se subdivise en deux sous-régions : le Piémont et le Plateau appalachien (figure 7). Les Basses-Terres sont fortement utilisées à des fins de culture et d'élevage; le Piémont se prêtant moins bien aux cultures, il est surtout l'objet d'un élevage intensif. Le Plateau apalachien est plus boisé et a surtout une vocation touristique et de villégiature. Le débit annuel moyen de la rivière Yamaska est de 83 m^3/s à son exutoire (il peut diminuer à 25 m^3/s durant l'étiage d'été) et de 32 m^3/s à Farhman, juste en aval de la confluence avec les rivières Yamaska Nod et Yamaska Sud-Est. Il est de 11 m^3/s pour la rivière Yamaska Sud-Est, de 5 m^3/s pour la Yamaska Nord et de 24 m^3/s pour la rivière Noire.

En 1996, près de 236 000 personnes habitaient le bassin, les municipalités les plus peuplées et les plus industrialisées étant Saint-Hyacinthe (41 000 personnes) et Granby (45 000 personnes). Les villes d'Acton Vale, de Bromont, de Cowansville, de Farnham et de Valcourt sont moins populeuses, mais elles comptent des industries susceptibles de polluer (agro-alimentaire, transformation métallique, textiles et chimie). L'agriculture, qui occupe 63% du territoire, est la principale activité économique du bassin; en fait, la rivière Yamaska coule dans la région la plus agricole du Québec comme en témoigne la densité animale de 1,5 U.A/ha, comparativement à la moyenne québécoise qui est de 0,96. Familiales dans les années 1970, les fermes sont progressivement devenues de véritables entreprises hautement productives, fonctionnant sur un mode industriel. Le nombre d'unité animales (voir la note # 10) s'élevait, en

1996, à plus de 310 000, dont 54% de porcs et 32% de bovins. La superficie totale des terres en cultures atteignait 207 000 ha, dont 58% était consacrée aux cultures à grand interligne et 32% au fourrage ainsi qu'au pâturage.

À des fins de caractérisation environnementale, le bassin versant de la rivière Yamaska peut être subdivisé en trois grands secteurs : la Yamaska supérieure, la Yamaska centrale et la Yamaska inférieure. Le secteur de la Yamaska supérieure comprend les portions sud du Piémont et du Plateau appalachien (zones A, B et C de la figure 7), ce qui inclut une partie du cours principal de la Yamaska (à partir du lac Brome) ainsi que la totalité desbassins des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est. Le secteur de la Yamaska centrale s'étend de l'amont de Farnham à l'aval de Saint-Damase (à mi-chemin entre St-Césaire et St-Hyacinthe); il comprend le tronçon principal de la Yamaska et le sous-bassin de la rivière Noire (zones D et E de la figure 7). Finalement, la Yamaska inférieure correspond aux 75 derniers kilomètres du cours principal de la rivière, soit de l'aval de Saint-Damase à l'embouchure (zone F de la figure 7).

Le secteur supérieur (zones A, B et C de la figure 7)

Le phénomène d'eutrophisation est noté dès la tête de la rivière Yamaska, au lac Brome (station BQMA # 3030094 du MENV), où la concentration moyenne[15] de phosphore total est de 0,02 mg/L (ce qui est à la limite du critère établi en milieu lacustre – voir la note 12). Le secteur sud est occupé par la zone urbanisée de la municipalité de lac Brome (population de quelques 5 000 personnes). Les eaux usées de cette municipalité ne sont pas déversées dans le lac, mais plutôt dans la rivière Yamaska, entre le lac et la municipalité de Bromont.

La *Yamaska Nord*, qui prend sa source au lac Waterloo, a une eau nettement enrichie par les substances nutritives, une situation déjà notable au lac Waterloo (station BQMA # 3030040) où persistent d'importants problèmes d'eutrophisation avec une concentration moyenne de phosphore total de 0,20 mg/L (dix fois le critère en milieu lacustre). Cela donne lieu à une importante prolifération de micro-organismes photosynthétiques qui se traduit par une valeur moyenne de chlorophylle «a» de 26,91 mg/m^3, soit trois fois la valeur repère de 8,8 mg/m^3 (voir la note # 13). À l'exutoire du lac, d'importantes concentrations de substances nutritives et de matière organique ont été enregistrées et elles sont encore notables dans le réservoir Choinière

[15] Dans le cas du bassin dela Yamaska, médianes et moyennes sont similaires.

à une vingtaine de kilomètres en aval. Le réservoir Choinière, un lac artificiel situé dans le parc provincial de la Yamaska, est l'une des principales zones de villégiatures du bassin versant. On s'y baigne à loisir en raison de la très bonne qualité microbienne de l'eau, mais l'abondance de matières nutritives provoque une croissance d'algues et de plantes aquatiques qui réduit le potentiel récréatif du plan d'eau (les valeurs moyennes de pigments photosynthétiques sont de l'ordre de 17 mg/m^3). En aval de Granby, la Yamaska Nord a une concentration élevée en phosphore total (0,3 mg/L, soit 10 fois le critère de qualité) ainsi qu'une importante densité de coliformes fécaux (2 400/100 mL).

La qualité de l'eau de la *Yamaska Sud-Est* est relativement bonne en amont de Cowansville (station BQMA # 3030041), la concentration de phosphore total ne dépassant que très légèrement le critère de 0,03 mg/L alors que celle de la chlorophylle «a» était en moyenne de 3,1 mg/m^3); en aval de cette municipalité (station BQMA # 3030030), une dégradation est notée (phosphore total de l'ordre de 0,070 mg/L et pigments photosynthétiques de 15 mg/m^3).

Figure 7 : Bassin versant de la rivière Yamaska

(Source ministère de l'Environnement du Québec).

Le secteur central (zones D et E de la figure 7)

En aval de la confluence de la Yamaska Nord et de la Yamaska Sud-Est, l'eau de la Yamaska (cours principal) est de très mauvaise qualité en été où elle subit les fortes pressions consécutives à l'intensification récente des activités agricoles de type industriel. L'élevage porcin y a pris une place prépondérante, s'étant accru de 36% entre 1991 et 1996 alors que les cultures à grand interligne ont pris de l'ampleur, occupant 24% plus de superficie en 1996 qu'en 1991. En aval de Farnham (station BQMA # 3030032), une hausse généralisée de la concentration de paramètres comme l'azote, le phosphore, les MES et la turbidité a été enregistrée; la concentration de phosphore est de l'ordre de 0,1 mg/L et celle des pigments photosynthétiques de 10 mg/m^3.

Quant à l'eau de la *rivière Noire*, elle se dégrade dès l'aval de Valcourt, près de la tête de ce cours d'eau. Une nouvelle dégradation en aval de Roxton Falls et dans le secteur de la municipalité d'Acton Vale est observée. À la hauteur d'Acton Vale (stations BQMA # 3030231 et 3030244), les concentrations de phosphore ainsi que celles de chlorophylle «a» et de phéophytines sont cependant égales ou en deçà des critères d'eutrophisation. Les activités agricoles intensives (40% du territoire du bassin) contribuent à dégrader la qualité de l'eau plus en aval, ce qui se traduit par une concentration moyenne de phosphore total de 0,154 mg/L et de pigments photosynthétiques de 16,25 mg/m^3 à sa confluence avec la Yamaska (station BQMA # 3030003).

Le secteur inférieur (zone F de la figure 7)

Ce troisième secteur de la rivière Yamaska possède des eaux de très mauvaise qualité en été, les concentrations en matières nutritives et la turbidité y étant très élevées. Les activités d'élevage sont moins importantes que dans les autres secteurs mais, en revanche, les cultures à grand interligne, notamment celle du maïs et du soya, sont très intensives et occupent plus de 70% du territoire cultivé. Lors de précipitations, les matières nutritives et les substances toxiques liées aux particules du sol se retrouvent dans le cours d'eau. À Saint-Hyacinthe, l'existence de conditions favorables à la croissance des micro-organismes photosynthétiques ont été notées, comme une concentration moyenne de phosphore total de 0,170 mg/L, ce qui se traduit par une concentration moyenne de chlorophylle «a» de 31,63 mg/m^3 (station BQMA # 3030026).

Compte tenu du degré de pollution très élevé des cours d'eau du bassin de la Yamaska, de la présence de plusieurs sites de baignade, où des proliférations de cyanobactéries sont régulièrement observées depuis plusieurs années, ainsi que de l'existence de prises d'eau potable de plusieurs municipalités importantes (Bromont, Farnham et Saint-Hyacinthe dans la Yamaska; Cowansville dans la Yamaska Sud-Est; Granby dans la Yamaska Nord; Acton Vale dans la Noire), ce bassin versant a été jugé prioritaire pour la présente étude. L'intensification récente des activités agricoles laisse croire que l'apport en matières nutritives continuera à favoriser la prolifération de micro-organismes photosynthétiques, nuisant ainsi tant à la qualité de l'eau brute d'approvisionnement qu'aux activités récréatives à contact primaire.

2.4 Les usines de traitement d'eau potable

La connaissance des traitements utilisés pour produire l'eau potable s'avère une information pertinente pour une meilleure évaluation du risque pouvant découler de la présence de cyanotoxines dans l'eau brute. Dans ce contexte, chacune des usines ayant fait l'objet d'un échantillonnage a été visitée afin de recueillir cette information. Les municipalités les plus importantes (Granby, L'Assomption, Repentigny et Saint-Hyacinthe) ont remis un rapport annuel, alors que dans les autres cas, les informations ont été obtenues des responsables, des opérateurs ou suite à la compilation de données brutes.

2.4.1 Le bassin de la rivière L'Assomption

Les usines de traitement de l'eau de cinq municipalités ont été visitées dans ce bassin versant : Crabtree, Joliette, L'Assomption, L'Épiphanie et Repentigny (voir la figure 4 pour leurs localisations géographiques).

La municipalité de *Crabtree* prend son eau brute dans la rivière Ouareau, à quelques kilomètres de sa confluence avec la rivière L'Assomption. Elle a une capacité maximale de 3 600 m^3/jour et la population desservie est d'environ 2 300 personnes. La production d'eau potable repose sur la floculation, la filtration ainsi que la post-chloration; l'ozonisation et le charbon activé ne sont pas employés. Les concentrations des agents de floculation ainsi que celle du chlore injecté en post-chloration sont présentées au tableau 5. La municipalité de *Joliette* puise son eau dans la rivière L'Assomption et l'usine a une capacité maximale quotidienne de 30 000 m^3, permettant de desservir une population d'environ 30 000 personnes. Elle possède une séquence de traitement comprenant une double ozonisation ainsi qu'une inter-chloration (tableau 5). Quant à

la municipalité de *L'Épiphanie*, elle puise l'eau brute dans la rivière de l'Achigan, à quelques kilomètres de sa confluence avec la rivière l'Assomption. Le traitement comprend une étape d'ozonation qui utilise cependant une technologie ancienne (ozoneur à tube ouvert) dont la fiabilité ne peut pas être comparée aux technologies plus récentes, comme celle des ozoneurs à tubes diélectriques fermés (Degrémont, 1989).

Dans la municipalité de *L'Assomption*, on a procédé à une rénovation complète de l'usine de traitement durant l'été 2000 pour y ajouter l'ozonisation ainsi qu'un nouveau type de décanteur utilisant du micro-sable (à raison de 1,5 mg/L) pour favoriser le processus de floculation (décanteur à flocs lestés). Puisant son eau dans la rivière L'Assomption, elle a une capacité maximale de 35 000 m^3/jour, bien qu'en 2000 le volume moyen d'eau traitée ait été de 7 600 m^3 (population desservie de 16 000 personnes). En plus d'approvisionner la municipalité de L'Assomption, cette usine fournit aussi l'eau potable à Saint-Sulpice ainsi qu'à une partie de LeGardeur et de Repentigny, son réseau étant interconnecté avec celui de la centrale de Repentigny (voir plus bas). La chaîne de traitement comprend aussi une pré-chloration, l'utilisation de PASS (polyaluminium-silicate-sulfate) en hiver, en remplacement de l'alun employé durant l'été, ainsi que l'inter-ozonation (tableau 5).

La ville de *Repentigny* possède une usine qui a été modernisée en 1992 afin d'ajouter des traitements permettant d'assurer une meilleure qualité de l'eau puisée dans la rivière L'Assomption, près de son embouchure dans le fleuve Saint-Laurent. On y retrouve ainsi une pré- et une post-ozonation ainsi que l'utilisation de charbon activé. Les responsables du traitement envisagent cependant l'élimination de la pré-ozonation afin d'éviter la formation de composés indésirables, dans une eau brute chargée de matière organique et de micro-organismes, puisqu'il est reconnu que la pré-ozonation n'effectue qu'une oxydation partielle (voir la section 1,8 à cet égard). En plus de la municipalité de Repentigny, l'usine fournit de l'eau à la ville de Le Gardeur (interconnexion du réseau) ainsi qu'à une partie de la municipalité de Lachenaie; elle a une capacité maximale quotidienne de 87 000 m^3 (population totale desservie de 68 500 personnes). Le tableau 5 fait état des concentrations des divers éléments et composés utilisés pour purifier l'eau.

Tableau 5. Tableau synoptique des concentrations d'éléments et de composés utilisés dans les 11 usines de traitement d'eau potable visitées.[a,b]

Municipalité	Pré-chloration	Pré-ozonation	Floculation				Inter-chloration	Inter-ozonationc	Post-ozonationc	Post-chloration	Chlore résiduelD
			alun	polymère	silice activée	charbon activé					
Acton Vale			75		1,5					n.d.[e]	0,4
Bromont		1,5 à 2,0	45	1,0		1,7	3,5		0,3 à 0,4	optionnel	0,8-1,1
Cowansville			25	0,1			3,7			3,0, (été)	1,2
Crabtree			20		3,5		1,2			3,0	0,7
Franham	n.d.[e]		80	0,1[f]						3,0 à 4,5	1,5
Granby			31		0,2	3,0	1,5 à 2,0			0,6	0,5
Joliette		0,2	20	0,1			0,15	0,15		5,5	0,4
L'Assomption	1,2		35 (été)	0,12		3,0		1,5		1,6	1,1
L'Épiphanie			50	n.d.[e]					0,1 (été); 0,5 (hiver)	n.d.[e]	0,8 (été) 0,5 (hiver)
Saint-Hyacinthe	3,5[g]	n.d.[e]	57	0,8 (eté)		1,5			0,4	2,0 à 2,5	1,0 à 1,6 (été)
Repentigny		0,6	34	0,14		3,25			1,6	2,2	0,6

[a] Toutes les valeurs sont en mg/L et correspondent aux concentrations moyennes annuelles ou estivales (précision impossible à obtenir dans certains cas).
[b] Ces valeurs sont présentées à titre d'information sous toute réserve (consulter les responsables des usines de traitement pour des informations spécifiques).
[c] Une ozonisation effectuée après la floculation, mais avant la filtration, est qualifiée d'inter-ozonation; un traitement effectué après la filtration est appelé post-ozonation.
[d] Chlore résiduel libre : immédiatement après le traitement, donc au début de réseau de distribution.
[e] Des valeurs précises n'ont pas pu être obtenues.
[f] À Farnham, on utilise aussi du permanganate de potassium ($KMnO_4$) à une concentration de 1,0 à 1,7 mg/L.
[g] La pré-chloration est utilisée en été ainsi qu'en janvier et février.

2.4.2 *Le bassin de la rivière Yamaska*

Dans ce bassin, six usines de production d'eau potable étaient en opération au moment de la réalisation de l'étude : Acton Vale, Bromont, Cowansville, Farnham, Granby et Saint-Hyacinthe. Une septième centrale, localisée à St-Damase, entre Farnham et St-Hyacinthe, était en construction.

L'usine d'*Acton Vale* puise son eau potable dans la rivière Noire (secteur E de la figure 7) et dessert une population de 4 800 personnes avec une capacité quotidienne de 18 200 m^3. Le processus de traitement de l'eau est relativement simple, ne comprenant que la floculation, la filtration et une post-chloration. L'usine de *Bromont* puise son eau dans la rivière Yamaska à une quinzaine de kilomètres de la tête de la rivière (lac Brome) (secteur A de la figure 7) et elle produit environ 5 000 m^3 d'eau par jour; une population de quelque 4 000 personnes reçoit son eau potable de cette usine dont le processus de traitement est relativement élaboré, comprenant une pré- et une post-ozonation, l'emploi du charbon activé et une inter-chloration (tableau 5).

À *Cowansville* (capacité quotidienne de 12 500 m^3) l'usine puise son eau dans le réservoir Davignon (Yamaska Sud-Est - secteur B de la figure 7), l'un des rares secteurs où l'eau brute est de qualité acceptable (voir section 2.3); la population desservie est de 12 500 personnes. Le procédé ne comprend pas l'emploi de l'ozonisation ou de charbon activé. La municipalité de

Farnham puise son eau dans la Yamaska (secteur D de la figure 7), à quelques kilomètres en aval de la confluence avec les rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, dans un secteur où, selon le ministère de l'Environnement du Québec, l'eau est de mauvaise qualité. La municipalité possède aussi une prise d'eau alternative localisée dans la Yamaska Sud-Est, à quelques cinq kilomètres en amont. Cette prise d'eau, utilisée occasionnellement durant les étés secs et chauds, n'a pas été en fonction en 2000. La centrale, qui dessert 7 500 personnes, ne comprend pas d'ozonation ou l'emploi de charbon activé.

L'usine de *Granby* dessert une population de 42 800 personnes et a une capacité maximale de 68 000 m^3/jour. Le processus de traitement comprend un bassin extérieur (réservoir Lemieux) d'une capacité de 1,3 millions de m^3 qui a été aménagé en 1975 afin de prévenir une pénurie d'eau pouvant découler d'une sécheresse. L'usine s'approvisionne principalement dans le réservoir Lemieux dont l'eau provient de la Yamaska Nord (secteur C de la figure 7); toutefois,

environ 20% de l'approvisionnement peut provenir d'un lac situé sur le mont Shefford, ce qui constitue un apport d'eau de meilleure qualité que celle de la Yamaska. À chaque été, un traitement à la chaux, au bioxyde de chlore ou au permanganate de potassium ($KMnO_4$) peut être effectué dans le réservoir afin de réduire les proliférations de cyanobactéries, oxyder le manganèse naturellement présent et contribuer à l'enlèvement des goûts et des odeurs indésirables. La chaîne de traitement comprend l'ajout de charbon activé à l'étape de la floculation. La ville de *Saint-Hyacinthe* possède une usine de traitement d'une capacité de 64 000 m^3/jour qui fournit l'eau potable à quelques municipalités environnantes (population desservie de 48 700 personnes). L'eau est puisée dans la Yamaska (secteur F de la figure 7) et le charbon activé ainsi que l'ozonation (pré- et post-) sont employés (tableau 5).

Le tableau 5 résume donc l'ensemble des procédés utilisés dans les 11 usines visitées. Bromont est celle qui offre le maximum de traitements; ozonisation (en pré- et en post-traitement), inter- et post-chloration ainsi que le charbon activé en poudre à l'étape de la floculation. Les municipalités de Joliette, Granby, L'Assomption, L'Épiphanie, Repentigny et Saint-Hyacinthe offrent du traitement comprenant soit la pré-, l'inter- ou la post-ozonation oul'utilisation du charbon activé en poudre. Cowansville a un traitement de base qui comprend l'emploi de l'inter-chloration. Crabtree et Farnham possèdent des procédés plus simples, l'inter-chloration étant toutefois utilisé à Crabtree. Finalement, Acton Vale ne possède qu'un traitement minimal comprenant la décantation la filtration sur sable (sans couche d'anthracite) et la post-chloration.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Localisation et fréquence des échantillonnages

La période d'échantillonnage choisie a été établie en fonction du fait que les proliférations de cyanobactéries et les concentrations maximales de microcystines sont généralement enregistrées entre la mi-juillet et la fin de septembre dans l'hémisphère nord (Christoffersen, 1996; Eynard *et al*, 2000, Fromme *et al*, 2000; Jacoby *et al*, 2000; Kotak *et al*, 2000). Quatre périodes d'échantillonnage ont été planifiées, entre le 24 juillet et le 19 septembre : du 24 au 27 juillet et du 14 au 17 août (bassins des rivières L'Assomption, Châteauguay et Yamaska), puis les 28-29 août et les 18-19 septembre (bassin de la Yamaska seulement).

Les stations d'échantillonnage ont été établies en fonction des prises d'eau existantes, ou en construction (Saint-Damase, rivière Yamaska), ainsi que de la pratique d'activités récréatives à contact primaire existantes ou potentielles (récupération d'usages perdus). Des échantillons d'eau brute et traitée ont été prélevés à l'intérieur des usines de traitement de l'eau potable ainsi que dans les rivières ou les réservoirs situés à proximité des prises d'eau brute. En ce qui concerne les usages récréatifs existants, les échantillons ont été prélevés aux plages ou dans les zones dans lesquelles les plaisanciers sont susceptibles d'être en contact direct avec l'eau. Finalement, des échantillons ont aussi été prélevés dans des zones jadis utilisées à des fins récréatives et dont l'usage pourrait être récupéré.

Dans les zones récréatives et près des prises d'eau potable, les échantillons ont généralement été prélevés à gué en utilisant une perche extensible jusqu'à trois mètres au bout de laquelle était fixé les contenants appropriés (voir la photographie 8, annexe 1). Ailleurs, les échantillons ont été prélevés au milieu des cours d'eau lorsque des ponts routiers ou piétonniers étaient utilisables; dans ce cas, une base lestée (composé d'un support en acier attaché à une corde et d'une partie lestée en plomb), à laquelle était fixé le contenant à remplir, a été utilisée. Dans tous les cas, l'échantillonnage était de type ponctuel (non intégré dans la colonne d'eau) à une profondeur d'une trentaine de centimètres, selon les stations et les jours d'échantillonnage.

Les échantillons destinés aux analyses de cyanotoxines étaient prélevés dans un contenant de verre de 500 mL dont l'intérieur du couvercle était recouvert d'une feuille d'aluminium visant à empêcher le contact de l'eau prélevée avec le plastique, ce matériau pouvant adsorber les cyanotoxines. Pour les échantillons d'eau traitée contenant du chlore, 100 µL d'une solution de

1% de thiosulfate de sodium ($Na_2S_2O_3$) étaient ajoutés afin de neutraliser le chlore, élément pouvant nuire au processus de détection des cyanotoxines. Ces échantillons étaient immédiatement refroidis à 4 °C et conservés à cette température jusqu'à l'arrivée au laboratoire au plus tard dans les 48 heures suivant leur prélèvement (voir la section 3.2). Les échantillons destinés à l'identification des cyanobactéries étaient prélevés dans des contenants de plastique (polypropylène) de 250 mL auxquels était ajoutée une solution de 1% de Lugol (voir la section 3.4). Les contenants ont été conservés à la température ambiante pendant quelques semaines, jusqu'à l'identification au laboratoire. Les échantillons destinés à l'analyse du phosphore dissous (soluble) ont été conservés dans des contenants de polypropylène à 4 °C jusqu'à l'analyse (voir la section 3.3).

La fréquence d'échantillonnage de chacune des stations, de même que les paramètres évalués (microcystines, identification des cyanobactéries et phosphore) ont fait l'objet d'une certaine variabilité. Cette situation a été causée par des réajustements nécessaires à la lumière de résultats qui étaient obtenus après chacune des campagnes d'échantillonnage. Dans ce contexte, certaines stations ont été priorisées, notamment dans l'optique de ce projet visant plus particulièrement les risques liés à la santé publique. Suite à la prise en compte de ces facteurs, les bassins versants des rivières L'Assomption et Châteauguay n'ont fait l'objet que de deux campagnes d'échantillonnage alors que le bassin de la Yamaska a été visité quatre fois.

Bassin de la Châteauguay

Il n'y avait pas de prise d'eau dans les secteurs étudiés de la rivière Châteauguay, ni de zone formellement reconnue pour la pratique d'activités à contact primaire. Toutefois, plusieurs secteurs visités correspondaient à des zones où les usages récréatifs à contact primaire ont été perdus depuis une trentaine d'années à cause de la pollution. En ce qui concerne la rivière des Anglais, une station d'échantillonnage a été localisée à Howick parce que ce cours d'eau assez pollué est susceptible de limiter la récupération des usages dans les secteurs en aval de sa confluence avec la rivière Châteauguay. Le tableau 6 identifie les stations ainsi que les dates d'échantillonnage et les paramètres évalués.

Bassin de la L'Assomption

La localisation des stations d'échantillonnage a été axée sur la présence des cinq usines de traitement d'eau potable dans les rivières L'Assomption, de l'Achigan et Ouareau. Le tableau 7 identifie ces stations ainsi que les périodes d'échantillonnage et les paramètres évalués.

Tableau 6. Localisation (d'aval en en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations du bassin de la rivière Châteauguay.

SECTEUR D'ÉTUDE (RIVIÈRE)	NO. DE STATION	DESCRIPTION/LOCALISATION	DATES	PARAMÈTRES ÉVALUÉS[a]
Châteauguay	C1	Châteauguay, près du rivage en amont du parc Joseph-Laberge (centre-ville)	25/07 16/08	MC, CY MC, CY
	C2	Au sud de Châteauguay, au centre de la rivière (pont du boul. René-Lévesque)	25/07 16/08	MC MC, CY, P
	C3	Ste-Martine, au centre de la rivière (petit pont de Ste-Martine)	25/07 16/08	MC, CY MC, CY, P
	C4	Bassin de Ste-Martine, derrière l'Église, près du rivage	25/07 16/08	MC, CY MC, CY
Des Anglais	C5	Howick, au centre de la rivière, pont de la montée des Irlandais	25/07 16/08	MC MC, P

[a] MC, microcystines et anatoxine; CY, identification des cyanobactéries; P, phosphore

Bassin de la Yamaska

Parmi les trois secteurs étudiés, c'est dans le bassin de la Yamaska que le nombre de prises d'eau et de lieux récréatifs à contact primaire était le plus élevé. Conséquemment, un plus grand nombre de stations ont été utilisées, soit une trentaine. Dans le cas du bassin de la Yamaska, l'échantillonnage s'est poursuivi après la mi-août, compte tenu de la présence d'importantes proliférations et de la détection de microcystines durant la semaine du 15 août. Deux campagnes d'échantillonnages ont été ajoutées, soit les 28 et 29 août ainsi que les 18 et 19 septembre. Puisque l'accent a été mis sur les usines de traitement de l'eau et les zones de récréation, et compte tenu de la limitation imposée quant au nombre d'échantillons pouvant être analysé au laboratoire, des prélèvements pour l'identification des microcystines n'ont pas été effectués dans quelques stations secondaires au cours des deux dernières campagnes (Tableaux 8a à 8c).

Tableau 7. Localisation (d'aval en en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations du bassin de la rivière L'Assomption

SECTEUR D'ÉTUDE (RIVIÈRE)	NO. DE STATION	DESCRIPTION/LOCALISATION	DATES	PARAMÈTRES ÉVALUÉS[A]
L'Assomption	A1	Usine de Repentigny, eau brute	24/07 17/08	MC MC
	A2	Centre de la rivière (pont Brien), 200 m en amont de la prise d'eau de Repentigny	24/07 17/08	MC MC, P
		Usine de L'Assomption, eau brute		
	A3		24/07 17/08	MC MC
	A4	Centre de la rivière (pont du boul. L'Ange-Gardien), 1,5 km en aval de la prise d'eau de L'Assomption	24/07 17/08	MC MC, P
		Joliette, eau brute		
	A10	Près du rivage, 0,2 km en amont de la prise d'eau de Joliette	17/08	MC
	A11		17/08	MC, P
de L'Achigan	A5	Usine de L'Épiphanie, eau brute	24/07 17/08	MC MC
	A6	Près du rivage, en face de la prise d'eau de L'Épiphanie	24/07 17/08	MC, CY MC, CY, P
	A7	Près du rivage, 1,5 km en amont de la centrale de L'Épiphanie	24/07	MC, CY
Ouareau	A8	Usine de Crabtree, eau brute	24/07 17/08	MC MC
	A9	Près du rivage, en face de la prise d'eau de Crabtree	24/07 17/08	MC MC, P

[A] MC, microcystines et anatoxine; CY, identification des cyanobactéries; P, phosphore

Tableau 8a. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations de la rivière Yamaska

SECTEUR D'ÉTUDE (RIVIÈRE)	NO. DE STATION	DESCRIPTION/LOCALISATION	DATES	PARAMÈTRES ÉVALUÉS[A]
Yamaska	Y1	Saint-Hyacinthe, usine, eau brute	26/07 14/08 29/08 19/09	MC MC MC MC
	Y1a	Saint-Hyacinthe, usine, eau traitée	26/07 14/08 29/08 19/08	MC MC MC MC
	Y2	Saint-Hyacinthe, près du rivage dans le bassin de la prise d'eau brute	26/07 14/08 29/08	MC MC, CY P
	Y3	Saint-Hyacinthe, au centre de la rivière (pont Douville), 1 km en amont de la prise d'eau	26/07 14/08 29/08 19/09	MC MC, P MC MC, P
	Y4	Saint-Damase, au centre de la rivière (pont Henri-Bourassa), près de la future prise d'eau	26/07 14/08	MC MC, P
	Y5	Farnham, usine, eau brute	26/08 14/08 29/08 19/09	MC MC MC MC
	Y5a	Farnham, centrale, eau traitée	14/08 29/08 19/09	MC MC MC
	Y6	Farnham, pont piétonnier près de la prise d'eau brute (prise principale)	26/07 14/08 29/08 19/09	MC MC, CY, P CY, P P
	Y12	Bromont, usine, eau brute	26/07 15/08 28/08 19/09	MC MC MC MC
	Y12a	Bromont, usine, eau traitée	15/08 28/08 19/09	MC MC MC
	Y13	Bromont, au centre de la rivière (pont de la rue Soulange), prise d'eau brute	27/07 15/08 29/08 19/09	MC MC, CY, P CY, P CY, P
	Y10	Lac Brome, à l'exutoire (rive nord)	26/07 14/08 28/08 18/09	MC MC, CY, P MC, CY, P MC, CY, P
	Y11	Lac Brome, plage et quai de la marina (rive sud)	26/07 14/08 29/08 18/09	MC MC, CY, P MC, CY, P MC, CY, P

[A] MC, anatoxine-a et microcystines; CY, cyanobactéries; P, phosphore.

Tableau 8b. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations de la rivière Yamaska Sud-Est.

SECTEUR D'ÉTUDE (RIVIÈRE)	NO. DE STATION	DESCRIPTION/LOCALISATION	DATES	PARAMÈTRES ÉVALUÉS[A]
Yamaska Sud-Est	Y7	Farnham, prise d'eau alternative à 5 km de la centrale	26/07 14/08	MC MC, P
	Y8	Cowansville, usine, eau brute	26/07 14/08 29/08 19/09	MC MC MC MC
	Y8a	Cowansville, usine, eau traitée	14/08 29/08 19/09	MC MC MC
	Y9	Cowansville, dans le réservoir Davignon, près de la prise d'eau brute	26/07 14/08 19/08 19/09	MC MC, P CY, CY, P

[A] MC, anatoxine-a et microcystines; CY, cyanobactéries; P, phosphore

Tableau 8c. Localisation (d'aval en amont), description et fréquence de l'échantillonnage des stations des rivières Yamaska Nord et Noire.

SECTEUR D'ÉTUDE (RIVIÈRE)	NO. DE STATION	DESCRIPTION/LOCALISATION	DATES	PARAMÈTRES ÉVALUÉS[A]
Yamaska Nord	Y17	Granby, usine, eau brute	27/07 15/08 28/08 19/09	MC MC MC MC
	Y17a	Granby, usine, eau traitée	15/07 28/09 19/09	MC MC MC
	Y18	Granby, entrée réservoir Lemieux	27/07 15/08 28/08 19/09	MC MC, CY, P MC, CY, P MC, P
	Y19	Granby, sortie réservoir Lemieux	27/07 15/08 28/08 19/09	MC MC, CY MC MC
	Y20	Granby, Lac Boivin	27/07 15/08	MC, CY MC, CY, P
	Y16	Parc de la Yamaska, réservoir Choinière à la plage publique	27/07 15/08 28/08 18/09	MC MC, CY MC, CY, P MC, CY, P
	Y16a	Parc de la Yamaska, réservoir Choinière, digue à l'exutoire (rive ouest)	15/08	MC, CY, P
	Y15	Lac Waterloo, pont de la route 241 à l'exutoire (rive nord)	27/08 15/08 28/08 18/09	MC MC, CY MC, CY, P MC, CY, P
	Y14	Lac Waterloo, plage municipale (rive est)	15/08 28/08 18/09	MC, CY MC, CY, P MC, CY,
Noire	Y21	Acton Vale, au centre de la rivière (pont de la route McDonald), 500 m en aval de la prise d'eau	27/07 15/08 28/08	MC, CY MC, P CY, P
	Y22	Acton Vale, usine, eau brute	27/07 15/08 28/08 18/09	MC MC MC MC
	Y22a	Acton Vale, usine, eau traitée	15/08 28/08 18/09	MC MC MC

[A] MC, anatoxine-a et microcystines; CY, cyanobactéries; P, phosphore.

3.2 Identification et dosage des cyanotoxines

La chromatographie liquide à haute performance, couplée à la spectrométrie de masse en tandem (CHPL-SM/SM), a été utilisée pour la détection et l'identification de l'anatoxine-a ainsi que de quatre microcystines, soient les MC-LA, -LR, -RR et –YR (méthode MA.403-Microcys 1.0 développée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère de l'Environnement du Québec).

Afin d'éviter la présence d'interférence, tous les réactifs commerciaux étaient de grade A.C.S. et l'eau utilisée était déminéralisée (eau millipore). La verrerie doit être lavée à l'eau millipore et stérilisée 30 minutes à l'autoclave (121 °C) avant d'être rincée au méthanol.

Immédiatement après la réception au laboratoire, l'échantillon était filtré sur membrane GF/C (Watmann) afin d'éliminer les particules en suspension ainsi que la plupart des micro-organismes. Un volume de 100 mL d'échantillon a été élué sur une colonne d'extraction de type C-18 octadécyle (J.T. Baker), préalablement conditionné avec 1 mL de méthanol suivi de 1 mL d'une solution aqueuse contenant 10% d'acide trifluoroacétique 10%. L'échantillon a été élué à une vitesse approximative de 5 mL/min. Les cyanotoxines ont été récupérées en éluant la colonne avec 8 mL de méthanol contenant 1% d'acide trifluoroacétique. L'éluat a été recueilli puis évaporé à sec sous jet d'aergon à une température maximale de 45 °C.

Un mL d'une solution contenant 80% de méthanol, 20% d'acide formique et 0,1% d'eau a été ajouté au résidu sec, avant d'être filtré (0,45µm), pour constituer la solution à injecter dans le chromatographe liquide à haute performance (CLHP) (Hewlett Packard, série 1100). Cette solution peut être conservée à –20 °C jusqu'à l'analyse, mais pour une période n'excédant pas 15 jours. Un volume de 10 µL a été injecté dans le CLHP, les cyanotoxines étant séparées dans une colonne C-18 (Waters ODS, 50 mm; 3,5 mm). La phase mobile était composés d'un mélange 80:20 (méthanol-eau) contenant 0,1% d'acide formique. Le débit de la phase mobile était de 0,1 mL3minute en mode isocratique. Les temps de rétention approximatifs étaient (en minutes) : anatoxine-a, 1,89; MC-RR, 1,98; MC-YR, 2,83; MC-LR, 2,89; MC-LA, 6,21.

Un spectromètre de masse triquadripolaire équipé d'une source de type «electrospray» a été utilisé pour identifier et quantifier les cyanotoxines préalablement détectées. Une série de fragments MS-MS (ion parent0fils) permettait de caractériser chaque composé. La nodularine a

été utilisée comme étalon de recouvrement afin de vérifier le bon fonctionnement des processus de préparation et d'extraction des composés analysés, alors que l'atrazine-d5 a été employée comme étalon interne pour compenser et corriger les variations instrumentales.

Pour chacune des toxines étudiées, les limites de détection et les limites de quantification[16] de la méthode du CEAEQ étaient :

Toxine	Limite de détection	Limite de quantification
MC-LR	0,001 µg/L	0,003 µg/L
MC-RR	0,02 µg/L	0,07 µg/L
MC-LA	0,10 µg/L	0,3 µg/L
MC-YR	0,05 µg/L	0,18 µg/L
Anatoxine-a	0,001 µg/L	0,003 µg/L

Il faut noter que cette méthode de détection et d'identification est spécifique à la structure et au poids moléculaire de chacune des microcystines obtenues commercialement. Elle ne peut pas détecter les congénères moléculaires d'une microcystine spécifique (voir la section 1.3). Ainsi, certaines formes méthylées de la MC-LR, par exemple, n'auraient pas pu être détectées si elles ne correspondaient pas en tout point à la molécule commercialement obtenue pour préparer le standard étalon.

3.3 Dosage du phosphore réactif dissous

Le phosphore inorganique dissous a été quantifié à quelques stations dans le but d'obtenir un portrait sommaire de la concentration de cet élément l'échantillonnage n'a pas été effectué de manière systématique.

Les études écologiques incluent habituellement la mesure du phosphore total (P_{tot}), comme critère de qualité de l'eau, qui est la somme du phosphore dissous (P_{dis}), la plus assimilable par les végétaux, les algues et les cyanobactéries, et du phosphore en suspension, ou particulaire (P_s) lié aux MES. Puisque les critères de phosphore visant à éviter l'eutrophisation sont exprimés en P_{tot} et non en P_{dis}, la prudence d'impose dans l'interprétation des valeurs de

[16] La limite de quantification est la concentration en deçà de laquelle la variabilité de la valeur peut être très élevée. On doit considérer comme très approximative une valeur qui se situe entre la limite de détection et celle de quantification.

phosphore dissous d'autant plus que ce dernier est majoritairement sous forme organique, donc ne pouvant pas être assimilé par les organismes photoautotrophes.

Dans le cadre de la présente étude, seul le phosphore réactif dissous a été mesuré par colorimétrie avec la méthode 12-115-01-1-A de Lachat Instruments Division (Zellweger Analytics Inc., Wisconsin). Les mesures ont été effectuées par la firme Solfor, au département des Sciences forestières de l'Université Laval. Après une filtration sur 0,45 µm, le filtrat était ajouté à une solution acidifiée (acide sulfurique 0,8M) comprenant du molybdate d'ammonium tétra-hydraté [$(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$] ainsi que du tartrate d'antimoine et de potassium semi hydraté [$K(SbO)C_2H_4O_6.1/2H_2O$)]. Le complexe formé entre les réactifs et les ions orthophosphates (PO_4^{3-}) était par la suite ajouté à une solution d'acide ascorbique afin de former un nouveau complexe de couleur bleutée dont l'intensité, déterminée à une longueur d'onde de 660 nm, était proportionnelle à la concentration en ions orthophosphate. La concentration finale est obtenue en divisant la quantité de PO_4^{3-} détectée par un facteur de 3.06 pour obtenir le résultat en équivalent phosphore. La sensibilité de la méthode standard est de 0,01 mg/L de P.

3.4 Identification et énumération des cyanobactéries

Sur le terrain, les échantillons destinés à l'identification ont été conservés dans des bouteilles en plastique auxquelles a été ajouté 1% de Lugol (solution d'iode acidifié) afin d'inactiver tous les micro-organismes et permettre la conservation jusqu'au laboratoire. Le travail d'identification et d'énumération a été effectué au laboratoire de phycologie du Musée canadien de la nature (Ottawa, Ontario). Les bouteilles ont d'abord été légèrement agitées afin d'assurer une homogénéisation parfaite. Une aliquote a ensuite été prélevée et placée dans une chambre à sédimentation (lame de verre possédant une dépression en forme de cuvette) d'un diamètre de 26 mm afin de permettre la sédimentation des cyanobactéries et des algues microscopiques pendant une période de 24 heures. Cette opération visait à concentrer les échantillons puisque le nombre de micro-organismes était souvent trop faible pour être compté sur une lame standard, sans chambre de sédimentation.

L'identification a été effectuée à l'aide des ouvrages de référence suivants : Anagnostidis et Komárek (1988), Bourrelly (1985), Canter-Lund et Lund (1995), Desikachary (1959), Hüber-Pestalozzi (1938), Komárek (1991), Komárek et Anagnostidis (1989), Komárek et Fott (1983), Komárek et Hindák (1988), Prescott (1962), Smith (1950). Toutes les cyanobactéries ont été

identifiées à l'espèce, lorsque cela était possible; de plus, les algues microscopiques (chlorophycées, chrysophycées, etc.) ont été identifiées au genre ou à l'espèce, à titre d'information complémentaire. Consécutivement à cette étape, les échantillons contenant au moins une espèce de cyanobactéries reconnue pour produire des cyanotoxines ont été soumis à l'énumération.

Les comptages cellulaires ont été effectués avec un microscope à contraste de phase (Leitz Dialux 22), pouvant aussi être utilisé en lumière blanche, à des grossissements variant de 400X, 640 et 800X (Lund *et al*, 1958; Hasle, 1978). Un minimum de 300 cellules a été compté pour chacun des échantillons en utilisant la méthode des transects pour une meilleure distribution aléatoire, caractérisée par la délimitation d'une zone de comptage de largeur fixe allant d'une extrémité à l'autre du champ microscopique (Lund *et al*, 1958; Hasle, 1978; Venrick, 1978), et avec l'utilisation de lames possédant des graduations permettant le comptage des cellules en connaissant le volume visualisé sous le microscope. L'énumération terminée, un survol de la chambre de sédimentation a été effectué afin d'identifier des espèces rares qui auraient pu échapper à la première identification. La saisie des données brutes (nombre de cellules pour chacun des taxon – genre ou espèce) a été faite électroniquement par l'utilisation d'un logiciel permettant l'acquisition et la transformation des données (Hamilton, 1990).

Dans certains cas, le comptage a été approximatif compte tenu de la très forte concentration de cellules regroupées sous forme de colonies compactes (comme celles de *Microcystis* sp.). Dans un tel cas, une surface de la colonie a été comptée et ce, sur plusieurs plans de focalisation, pour essayer d'avoir une estimation du nombre de cellules présentes dans une colonie dans un espace tridimensionnel. Dans la majorité des cas il s'est avéré relativement facile de pouvoir évaluer le nombre dans les colonies les mieux structurées (Hamilton et Poulin, 2001). En plus du dénombrement (nombre de cellules/mL), des mesures morphométriques ont aussi été prises pour chacune des espèces (longueur, largeur et épaisseur moyennes, en µm), permettant ainsi d'évaluer la biomasse cellulaire (exprimée en mg de cyanobactéries par m^3 d'eau).

4. RÉSULTATS

4.1 Observations sur le terrain

Cette sous-section a pour but de fournir l'information factuelle recueillie sur le terrain lors des campagnes d'échantillonnage, suite à des observations visuelles ou à des conversations avec les responsables des usines de traitement de l'eau potable. Ces informations qualitatives visent essentiellement à préciser le contexte géographique ou environnemental des différents lieux d'échantillonnages.

4.1.1 Bassin de la rivière L'Assomption

L'aspect qu'offre la portion inférieure de la rivière L'Assomption, de même que le secteur aval de la rivière de l'Achigan (voir la figure 4 pour les localisations géographiques), est celui d'une eau turbide et colorée. Ces observations sont confirmées par les données de l'usine de traitement de l'eau de la ville de Repentigny qui, pour l'année 1998, rapportait une turbidité annuelle moyenne de 15,9 UNT (unités néphélométriques de turbidité) et des maxima de l'ordre de 100 UNT durant l'été. L'importance de ces valeurs peut être appréciée dans le contexte où une turbidité supérieur à 5 UNT est perceptible et amène généralement la majorité des consommateurs à rejeter l'eau (Santé Canada, 1996).

En ce qui concerne la couleur des trois cours d'eau échantillonnés (L'Assomption, de l'Achigan et Ouareau), elle est assez foncée et de teinte brunâtre (photographie 3, annexe 1). Ces observations sont confirmées par les données de l'usine de Repentigny qui rapporte une valeur moyenne annuelle de 58 UCV (unités de couleur vraie) avec des pointes de l'ordre de 150-225 UCV en été.

La turbidité et la couleur de l'eau peuvent provenir de l'érosion hydrique favorisée en partie par des activités agricoles assez intensives dans les secteurs visités, mais la nature du substrat géologique sédimentaire de la portion du bassin versant étudiée comprenant notamment des dépôts meubles épais composés d'argile de sable et de limon (Delisle *et al*, 1997), a donné à plusieurs rivières du secteur un aspect turbide et coloré, bien avant l'industrialisation de l'agriculture (A. Laporte, centrale de traitement de Repentigny, communication personnelle). Par ailleurs, les visites sur le terrain ont permis de constater que les activités agricoles ne sont pas toujours pratiquées dans le respect des bandes de protection des cours d'eau. La

photographie 4 (annexe 1) présente un exemple d'une utilisation agricole incompatible avec la préservation de la qualité des cours d'eau.

Le surplus ou l'excès de substances nutritives, surtout le phosphore, dans plusieurs tronçons des cours d'eau ne semble cependant pas favoriser une croissance excessive des plantes ou des algues, la présence d'herbiers aquatiques (zones de marais submergé, à feuillage flottant ou émergent)[17] étant assez rare. Par ailleurs, bien que la croissance de végétation aquatique et d'algues vertes macroscopiques ait été constatée dans quelques endroits très localisés, aucune prolifération de cyanobactérie n'a été vue.

Dans les secteurs visités des rivières L'Assomption et de l'Achigan, aucune activité récréative à contact primaire n'a été notée. La pratique d'activités comme le canotage, l'utilisation de motomarines ou de pédalos semble toutefois assez populaire sur une portion de la rivière de l'Achigan à cause, notamment, de la présence d'une petite marina et d'un lieu de location de canots à L'Épiphanie. Dans la rivière Ouareau, un peu en amont de Crabtree, il était possible de pratiquer de telles activités alors que la présence de baigneurs était occasionnellement rapportée.

Les surintendants des usines de traitement de l'eau des municipalités de Repentigny, L'Assomption et L'Épiphanie ont mentionné devoir faire face à un important problème de présence excessive d'azote ammoniacal en hiver et au printemps lorsque ce gaz est emprisonné sous la glace. Ces problèmes, surtout liés aux épandages de déjections animales en zones agricole (M. Simoneau, ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle), compliquent le traitement de l'eau brute destinée à la consommation.

4.1.2 Bassin de la rivière Châteauguay

À Châteauguay, les berges étaient facilement accessibles dans l'ensemble du territoire municipal, car elles étaient bordées par plusieurs parcs. Des activités aquatiques à contact secondaire y étaient pratiquées, comme l'utilisation d'embarcations motorisées et la pêche sportive. Dans les limites de la municipalité, l'eau de la rivière Châteauguay était visuellement beaucoup moins turbide que celle des rivières L'Assomption et de l'Achigan, ce qui est confirmé

[17] L'herbier aquatique est habituellement composé de trois zones: celle du marais submergé (plantes complètement submergées, comme l'élodée et la valisnérie), celle du marais à feuillage flottant, essentiellement constituée de végétaux à feuilles flottantes (tels les nymphées et les nénuphars), parfois non enracinés (lenticule mineure) ainsi que celle du marais émergent constitué de plantes enracinées sous l'eau, mais avec une tige qui se dresse bien au dessus du niveau de l'eau (les scirpes, les sagittaires et les quenouilles sont les plus fréquents) (Gratton et Dubreuil, 1990; Lamoureux 1987).

par des données quantitatives, la turbidité médiane en été étant de l'ordre de 5 UNT ou moins en aval de Sainte-Martine (Simoneau, 1996) (voir la figure 6 pour les localisations géographiques). Quant à la couleur vraie, la valeur médiane est de l'ordre de 20 UNT en été en aval de Sainte-Martine (Simoneau, 1996).

De Sainte-Martine à Châteauguay, le cours de la rivière subit une dénivellation d'une vingtaine de mètres qui se traduit par la présence de plusieurs rapides. Contrairement à la rivière L'Assomption, les berges de la Châteauguay étaient recouvertes d'une végétation assez luxuriante, tant dans la zone de marais que dans la prairie et l'arbustaie riveraine. Dans le bassin de Sainte-Martine l'écoulement plus lent de l'eau permettait un important développement végétal dans la zone du marais submergé, qui peut s'étendre jusqu'à plus de 100 mètres du rivage (photographie 5, annexe 1). Compte tenu de la présence envahissante des végétaux aquatiques et des algues macroscopiques, le secteur est peu propice à la pratique d'activités récréatives aquatiques, bien que l'existence de plusieurs quais ait été notée. Des rapports anecdotiques font état de la présence occasionnelle de baigneurs en aval de l'ouvrage de rétention formant le bassin de Stainte-Martine.

La rivière des Anglais, tel que précisé à la section 2.2, a un faible débit en été et draine un territoire où se concentre près de 30% des activités agricoles de la portion québécoise du bassin versant (Simoneau, 1996). Similairement à la situation existant dans la portion inférieure du bassin de la rivière L'Assomption, un non respect des bandes de protection agricoles en bordure de la rivière était observable à certains endroits. L'observation visuelle n'a cependant pas révélé une turbidité plus importante que dans la Châteauguay, mais plutôt une couleur beaucoup plus prononcée, ce qui est confirmé par les données quantitatives faisant état d'une couleur vraie de l'ordre de 40 à 60 UCV en été (Simoneau, 1996). Dans le secteur de Howick, où des échantillons ont été prélevés, la végétation aquatique était surtout constituée du marais à feuillage flottant, largement dominé par la lentille aquatique[18] ou lenticule mineure, comme le montre la photographie 6 (annexe 1). Il faut noter que, malgré une concentration en phosphore qui dépasse le critère de 0,03 mg/L et celle de la chlorophylle «a» qui dépasse la valeur repère de 8,8 mg/m^3 dans plusieurs secteurs (voir la section 2.2), aucune prolifération de cyanobactéries a été vue.

[18] L'expression lentille d'eau, dont le nom est souvent mal utilisé, est plutôt le nom commun de la lenticule à trois pointes (*Lemna trscula*).

4.1.3 Bassin de la rivière Yamaska

Les informations concernant ce bassin sont présentées par cours d'eau, d'amont en aval.

La Yamaska (cours principal).

Lac Brome

Le lac Brome est à la source de la rivière Yamaska (voir section 2.3 et figure 7); il a une longueur maximale (dans l'axe nord-sud, «marina-exutoire») d'un peu moins de six kilomètres, une largeur maximale d'environ cinq kilomètres, une profondeur moyenne de 4m et maximale de 15 mètres (Rashidan et Bird, 2001). Les rives sont essentiellement occupées par des résidences privées, des auberges ainsi que par des lieux de villégiatures : deux marinas, la plus importante étant située à l'extrême sud, trois plages publiques ou semi-publiques ainsi que des dizaines d'accès privés. Le secteur sud est occupé par la zone urbanisée de la municipalité de Lac Brome (population de quelque 5 000 personnes).

Les cinq visites sur le terrain ont permis de constater la pratique d'activités nautiques à contact primaire et secondaire. Une visite de reconnaissance, effectuée le 5 juillet, n'a pas permis d'observer un problème apparent de pollution mais, lors de la première période d'échantillonnage (25 juillet), une petite prolifération de cyanobactéries a été localisée près de l'exutoire. Des conversations avec des propriétaires de lieux de villégiature ou de baignade ont permis d'apprendre que le lac était annuellement l'objet d'importantes proliférations. Le 14 août, deux proliférations notables, sans écume, ont été aperçues dans le secteur sud (marina et plage publique – station Y11) et au nord (plage d'une auberge et exutoire – station Y10). Le 28 août, la prolifération à l'exutoire était plus importante, avec présence d'écume verte, alors que sur la rive sud la prolifération, sans écume, mais bien présente dans la colonne d'eau, était visible dans le secteur d'une plage publique où quelques personnes se baignaient. Le 19 septembre, la prolifération à l'exutoire était majeure, avec la présence d'écume, et s'étendait sur l'ensemble du secteur nord du lac (photographie 7, annexe 1).

Bromont

La prise d'eau de la municipalité est située à 15 kilomètres de l'exutoire du lac Brome et la qualité de l'eau est fortement influencée par les conditions environnementales prévalant dans ce plan d'eau, mais aussi par le fait que les égouts de la municipalité de Lac Brome se

déversent directement dans la rivière à une dizaine de kilomètres en amont de Bromont. À l'instar de ce qui fut observé au lac Brome, les proliférations sont apparues à la mi-août et leur densité s'est accrue jusqu'à la dernière visite le 19 septembre; la présence d'écume était alors bien visible près de la prise d'eau brute (station Y13; photographie 8 de l'annexe 1).

Farnham

Durant l'été 2000, seule la prise d'eau principale de l'usine de traitement d'eau potable localisée dans la rivière Yamaska a été utilisée, compte tenu des précipitations fréquentes qui ont maintenu le niveau de la rivière suffisamment élevé. Lors de notre visite du 25 juillet, les opérateurs de l'usine nous ont rapporté la présence notable d'algues dans l'eau brute une semaine plus tôt, mais de fortes pluies auraient réduit l'ampleur du problème par un effet de dilution. Par la suite, aucune prolifération de cyanobactéries a été observée dans ce secteur de la Yamaska, seule la présence de végétaux supérieurs (notamment *Lemna minor* et *Sagittaria* sp.) étant bien évidente.

Saint-Hyacinthe

À Saint-Hyacinthe, l'eau de la rivière Yamaska est relativement turbide, de l'ordre de 30 UNT en juillet (Primeau, 1999). Une abondance de mousses et de végétaux aquatiques, de plantes submergées et de lentilles aquatiques près du rivage a été notée à chacune des visites, sans changement temporel notable. La présence de cyanobactéries n'a jamais été notée, seules de petites proliférations sans écume ayant été vues. Aucun problème particulier a été signalé par le personnel de l'usine de traitement.

La Yamaska Sud-Est

Cowansville

Tel que mentionné par Primeau (1999), les eaux de la rivière Yamaska Sud-Est en amont de Cowansville sont celles qui ont la meilleure qualité. Cela fut constaté lors de nos visites, car l'eau du réservoir Davignon, dans lequel la municipalité puise son eau brute, était assez limpide. Ces observations visuelles ont été confirmées par les mesures effectuées à l'usine de traitement qui, en août 2000, révélaient une turbidité moyenne de 2,1 UNT dans l'eau brute (L. Bruneau, usine de filtration de Cowansville, communication personnelle). Aucune

prolifération de cyanobactéries n'a été observée, seule la présence de plantes submergées étant évidente dans certains secteurs. Des citoyens rapportent périodiquement des odeurs et des goûts désagréables de l'eau potable, plaintes qui surviennent dès que la température de l'eau brute dépasse 20 °C. Aucune cause n'a été clairement identifiée, mais la présence de composés malodorants d'origine biologique, sécrétés par certaines cyanobactéries (*Kenefick* et al, 1992), ou d'origine chimique n'est pas à exclure. Il est également possible qu'une augmentation de la matière organique aquatique durant l'été engendre la formation de composés malodorants suite à une réaction avec le chlore.

La Yamaska Nord

Lac Waterloo

Le lac Waterloo est situé à quelque huit kilomètres au nord du lac Brome et il est à la source de la rivière Yamaska Nord qui approvisionne la municipalité de Granby en eau potable. D'une superficie équivalent à environ 20% de celle du lac Brome, les rives situées à l'extrême sud sont peu développées, étant surtout constituées de forêts. Par contre, près des deux tiers du pourtour du lac sont occupés par la zone urbanisée de la municipalité de Waterloo (4 000 personnes). Une plage publique est située dans la portion sud-est du lac, dans les limites municipales (station Y14). Le 14 août, une première prolifération importante, avec écume, a été vue dans le secteur de la plage municipale qui était cependant fermée; la prolifération se démarquait par des teintes allant du vert foncé au bleu turquoise et une odeur déplaisante était notable. Deux semaines plus tard, la prolifération à la plage était moins dense, sans écume, et d'une couleur verte homogène; la plage était ouverte et des baigneurs l'utilisaient. Dans la section nord du lac (près de l'exutoire – station Y15), à l'instar de ce qui fut observé à l'exutoire du lac Brome, les proliférations étaient plus importantes, avec écume. Le 18 septembre, il y avait encore des proliférations à la plage, mais sans écume, alors que la situation était inchangée dans la portion nord.

Réservoir Choinière (Parc de la Yamaska)

Le réservoir Choinière est un lac artificiel situé au milieu du parc provincial de la Yamaska. Une grande partie des berges est à l'état naturel avec un couvert forestier important composé d'arbres matures (érables, hêtres et bouleaux). Une large section (500 m) de la rive nord est

toutefois déboisée et utilisée pour la baignade. La section sud-est (station Y16a) est constituée d'une digue en enrochement et d'un barrage de béton qui permet de régulariser le niveau de l'eau. De faibles proliférations de cyanobactéries, sans écume, ont été observées à compter du 14 août à la plage (station Y16) et des baigneurs étaient présents à chaque visite. Selon des données recueillies par le personnel de l'usine de traitement d'eau de Granby, le problème des proliférations de micro-organismes photosynthétiques (algues microscopiques et cyanobactéries) au réservoir Choinière serait en régression depuis le milieu des années 1990, leur nombre moyen au mois d'août étant passé de 1 500/mL en 1994 à environ 550/mL en 1999 (A. Laporte, communication personnelle).

Granby (réservoir Lemieux)

Tel que précisé à la section 2.3, le réservoir Lemieux est un lac artificiel, situé en marge de la rivière Yamaska, d'environ 1 km^2 qui a été spécialement aménagé pour emmagasiner l'eau brute destinée à approvisionner la municipalité de Granby. Le rivage de ce réservoir est formé d'un enrochement sur lequel la végétation naturelle s'installe progressivement; elle est actuellement composée de genres pionniers comme l'aulne, le bouleau et diverses espèces de peupliers. Le pourtour du réservoir a été transformé en piste cyclable asphaltée. Dans la section de la rivière Yamaska Nord qui contourne une partie du réservoir Lemieux, où l'eau est pompée pour être transférée dans le réservoir (secteur appelé «entrée Lemieux»), la présence d'une abondante flore aquatique composée d'espèces submergées à feuillage flottant et émergent comme les nénuphars et les sagittaires a été observée.

Lors de la première visite, le 25 juillet, l'eau du réservoir était limpide et aucune prolifération n'a été observée. Le 15 août, une petite prolifération a été observée dans la rivière Yamaska Nord, près de la station de pompage («entrée Lemieux»). La présence de dépôts secs de couleur bleue et turquoise témoignant peut-être de l'existence d'une prolifération antérieure plus importante, disparue au moment de notre passage, fut également notée. Le 28 août, une prolifération relativement importante, avec écume et uniformément verte, a été notée dans ce secteur de la rivière tout près de la station de pompage du réservoir. Une prolifération majeure, la plus importante observée dans le cadre de ce projet (voir la photographie 1 de l'annexe 1), s'étalait en bordure du rivage (station d'échantillonnage Y18) près de la station de pompage de l'eau du réservoir Lemieux vers l'usine de traitement (secteur appelé «sortie Lemieux»). Comme il est possible de l'observer sur la photographie 1 (annexe 1), la présence de multiples

teintes témoignent de divers stades de croissance et de sénescence des cyanobactéries, ce qui se manifeste par la dominance de certains pigments en absence de chlorophylle. La texture de cette prolifération rappelait celle d'une peinture à l'huile, ayant une viscosité assez importante.

Lors de notre dernier passage (19 septembre), toutes les proliférations étaient disparues, l'eau étant redevenue translucide. Nous avons noté que le niveau de la rivière et du réservoir s'étaient accrus de plusieurs centimètres, consécutivement à de fortes pluies survenues quelques jours plus tôt. Ce phénomène pourrait être à l'origine de la disparition des proliférations, mais le personnel de l'usine de traitement de l'eau a signalé l'utilisation du permanganate de potassium ($KMnO_4$) dans le réservoir Lemieux, traitement qui n'avait pas été employé auparavant. Comme il est reconnu que le $KMnO_4$ a la propriété de faire sédimenter les algues microscopiques et les cyanobactéries (Provancher *et al*, 1989), il est possible que cette intervention soit à l'origine de la disparition des proliférations dans le réservoir, mais pas dans la rivière où cette substance n'avait pas été utilisée.

Selon les données colligées à l'usine de traitement de Granby, une diminution graduelle du nombre de micro-organismes photosynthétiques (algues et cyanobactéries) a été notée entre 1994 et 1999 dans le réservoir Lemieux, le décompte moyen étant passé, au mois d'août et à l'entrée du réservoir, de 1 200 micro-organismes/mL à quelques 600/mL. Par contre, à la sortie du réservoir, ce nombre était encore élevé en 1999, de l'ordre de 1000 cellules/mL (A. Laporte, usine de traitement de l'eau de Granby, communication personnelle).

La rivière Noire

Au point d'échantillonnage, près de la prise d'eau d'Acton Vale, l'eau est toujours apparue relativement claire, ce qui est confirmé par une faible turbidité de 5 UNT (Primeau, 1999). Malgré la présence de concentrations en phosphore totale supérieures au critère d'eutrophisation de 0,03 mg/L dans le secteur de la prise d'eau (Primeau, 1999), la présence de proliférations de cyanobactéries n'a jamais été observée. Il faut noter qu'à cet endroit le lit de la rivière est parsemé de rapides, facteur pouvant empêcher la formation de proliférations.

4.2 La température de l'eau

Avec l'intensité lumineuse et les substances nutritives, la température de l'eau est l'une des conditions environnementales pouvant favoriser la croissance des cyanobactéries. Tel que mentionné dans la section 1, une température supérieure à 17-18 °C favorise habituellement le

développement des cyanobactéries. Le tableau 9 montre qu'en juillet la température moyenne de l'eau des bassins versants L'Assomption et Yamaska était comparable, alors qu'au milieu du mois d'août celle du bassin de la L'Assomption était légèrement plus froide.

Dans le bassin de la Yamaska l'évolution temporelle montre une augmentation de 1,5 °C entre la fin juillet (moyenne de 21,9 °C) et la mi-août (moyenne de 23,5 °C) alors qu'une chute marquée a été enregistrée deux semaines plus tard (moyenne de 20,7 °C, durant la semaine du 28 août), suivie d'une nouvelle baisse importante, de 3 °C, à la mi-septembre (moyenne de 17,5 °C les 18 et 19 septembre). Ces températures étaient probablement inférieures à celles d'autres saisons estivales puisque del Giorgio et Prairie (1994) ont mesuré une température allant jusqu'à 30 °C dans le lac Brome en 1994.

Tableau 9. Température (en °C) de l'eau brute des usines de traitement de l'eau potable ainsi qu'aux réservoir Lemieux et au lac Brome

RIVIÈRES, # STATION, LOCALISATION	SEMAINE DU 24 JUILLET	SEMAINE DU 14 AOÛT	SEMAINE DU 28 AOÛT	SEMAINE DU 18 SEPTEMBRE
L'Assomption				
• A1 (Repentigny)	20,6	22,2	-[b]	-
• A3 (L'Assomption)	21,0	23,5	-	-
• A10 (Joliette)	n.m.[a]	22,7	-	-
L'Achigan				
• A5 (L'Épiphanie)	21,0	23.0	-	-
Ouareau				
• A8 (Crabtree)	23,9	21,6	-	-
MOYENNES	**21,6**	**22,6**		
Yamaska				
• Y1 (Saint-Hyacinthe)	22,1	23,2	20,9	18,5
• Y5 (Farnham)	21,0	23,0	22,0	16,0
• Y12 (Bromont)	24.4	23,0	19,8	17,9
• Y11 (Lac Brome)	22,2	24,0	n.m.[1]	20,5
Yamaska Sud-Est				
• Y8 (Cowansville)	22,0	22,5	19,7	17,9
Yamaska Nord				
• Y17 (Granby)	22,0	23,2	20,9	16,5
• Y 19 (rés. Lemieux)	22,0	24,0	21,2	17,2
Noire				
• Y22 (Acton Vale)	20,0	25,0	21,0	15,0
MOYENNES	**21,9**	**23,5**	**20,7**	**17,5**

[a] n.m. : non mesuré
[b] - : pas d'échantillonnage durant ces périodes

4.2.1 Bilan météorologique de l'été 2000

L'été 2000 n'a pas été à l'image des deux précédents, ceux de 1998 et 1999 ayant été particulièrement chauds. Ainsi, dans le sud-ouest québécois, la température moyenne de l'été 1999 (du 21 juin au 20 septembre) a été supérieure de 3 °C à la normale, (21,2 °C vs 18 °C) alors que les précipitations ont été supérieures de 30%. Les étés 1998 et 1999 ont été considérés comme étant parmi les plus chauds du siècle (Environnement Canada, 2000). Quant à la saison estivale 2000, elle a été qualifiée de «relativement normale» par les météorologues. Dans le sud-ouest du Québec, où se situaient les secteurs d'échantillonnage, la température moyenne estivale a été près ou légèrement inférieure (- 0,4 °C) à la normale, se situant donc entre 17 et 18 °C, ce qui est de 3 à 4 °C inférieurs à la moyenne de l'été 1999. Quant aux précipitations, elles ont été normales dans le secteur aval du bassin de la Châteauguay et de celui de la L'Assomption, mais elles ont été de 10 à 20% sous la moyenne dans l'ensemble de celui de la Yamaska. Un déficit de 50 heures d'ensoleillement a été enregistré pour la période du 21 juin au 20 septembre, de même qu'une fréquence accrue des précipitations (49 jours de pluie sur les 92 jours de la saison) sans toutefois être accompagnés d'une quantité globalement plus importante d'eau, tel que mentionné ci haut. L'été 2000 a aussi été marqué par l'absence de périodes de sécheresse ou de température très chaude, supérieures à 30 °C (Environnement Canada, 2000). Dans ce contexte, il ne faut pas exclure un effet sur la croissance des cyanobactéries, bien qu'il soit impossible de l'exprimer.

4.3 Le phosphore dissous

Le tableau 10 montre les concentrations de phosphore dissous réactif mesurées dans certains lieux d'échantillonnage choisis. Puisque les bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay n'ont pas été visités après la mi-août, une seule série de données est présentée (celle de la semaine du 15 août). À noter également qu'une mauvaise conservation des échantillons, par le laboratoire d'analyse, a rendu impossible la détection du phosphore dans la presque totalité des prélèvements des 28 et 29 août dans le bassin de la Yamaska.

Tableau 10. Concentration en phosphore réactif dissous (mg/L de P)

BASSIN, RIVIÈRE, # STATION ET LOCALISATION	14-17 AOÛT	28-29 AOÛT	18-19 SEPT.
L'Assomption			
• L'Assomption			
A2 (Repentigny, près prise d'eau)	0,049	-[a]	-
A4 (1,5 km aval prise d'eau L'Assomption)	0,063	-	-
A11 (Joliette, près prise d'eau)	0,067	-	-
• l'Achigan			
A6 (L'Épiphanie, près prise d'eau)	0,071	-	-
• Ouareau			
A9 (Crabtree, près prise d'eau)	0,058	-	-
Châteauguay			
• Châteauguay			
C2 (Châteauguay, centre-ville)	0,102	-	-
C3 (Ste-Martine, bassin)	0,070	-	-
• des Anglais			
C5 (Howick)	0,135	-	-
Yamaska			
• Yamaska (cours central)			
Y2 (Saint-Hyacinthe, près prise d'eau)	0,074	0,054	0,032
Y6 (Franham, près prise d'eau)	0,083	0,061	0,071
Y13 (Bromont, près prise d'eau)	0,084	*[b]	0,016
Y10 (lac Brome, exutoire)	*[b]	*	0,027
Y11 (lac Brome, plage Douglas)	-	*	0,010
• Yamaska Sud-Est			
Y9 (Cowansville, près prise d'eau)	0,027	*	0,001
• Yamaska Nord			
Y15 (lac Waterloo, exutoire)	0,077	*	0,011
Y16 (réservoir Choinière, plage)	0,075	*	0,014
Y18 (Granby, réservoir Lemieux)	0,076	*	0,017
• Noire			
Y21 (Acton Vale, près prise d'eau)	0,017	0,027	0,017

[a] - non mesuré
[b] * données faussées

Malgré le nombre restreint de données, il est apparu qu'à la mi-août la concentration en phosphore dissous dépassait largement le critère d'eutrophisation (0,03 mg/L de P_{tot} en rivière et 0,02 mg/L de P_{tot} en milieu lacustre) dans toutes les stations, à l'exception de celles de Cowansville (Yamaska Sud-Est) et d'Acton Vale (rivière Noire). Globalement, le phosphore dissous était en plus faible concentration dans le bassin de la L'Assomption alors que c'est dans les rivières Châteauguay et des Anglais (bassin de la Châteauguay) que les teneurs les plus élevées ont été mesurées. Dans le bassin de la Yamaska, c'est dans la rivière Yamaska (cours principal), prenant sa source au lac Brome, que les concentrations les plus fortes ont été notées (à la mi-août) alors que dans la Yamaska Nord, issue du lac Waterloo, les concentrations étaient un peu plus faibles. Il importe de rappeler que les valeurs obtenues dans cette étude ne représentent que la portion dissoute du phosphore (voir la section 3.3). Puisque

le phosphore associé aux particules en suspension représente plus ou moins 40% de la concentration totale, le dépassement avec la forme dissoute seulement indique qu'il y a effectivement un problème avec cet élément (S. Primeau, ministère de l'Environnement, communication personnelle).

4.4 L'anatoxine-a et les microcystines

4.4.1 L'anatoxine-a

Bien que l'anatoxine-a ait été systématiquement recherchée, les résultats révèlent que son occurrence était beaucoup plus faible que celle des microcystines. De plus, la concentration de l'anatoxine-a a été le plus souvent sous la limite de détection et, lors de la première série d'échantillonnage (24-27 juillet), des interférencesde l'appareil analytique ont rendu impossible l'obtention d'un résultat pour 40% des échantillons testés. Toutefois, plus de 90% des échantillons validés était sous le seuil de détection de 0,001 µg/L ou de quantification de 0,003 µg/L (données non présentées). Lors des autres périodes d'échantillonnage, les prélèvements positifs avaient des concentrations ne dépassant généralement pas le seuil de quantification. Les plus fortes concentrations ont été enregistrées lors de la campagne d'échantillonnage du 14 au 17 août, (en µg/L) : 0,009 (Saint-Hyacinthe, eau traitée); 0,008 (eau brute de Saint-Hyacinthe; plage municipale du lac Waterloo); 0,007 (Saint-Damase et près de la prise d'eau d'Acton Vale dans la rivière Noire). Rappelons qu'il n'existe pas de ligne directrice ou de recommandation à l'égard de l'anatoxine-a bien que Duy *et al* (2000) suggèrent un seuil de 12,24 µg/L dans l'eau potable. Dans ce contexte, les plus fortes concentrations d'anatoxine-a qui ont été rapportées dans notre étude sont au moins 1 360 fois inférieures au seuil suggéré.

4.4.2 Les microcystines

Bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay

Le tableau 11 fait état de la concentration en microcystine-LR (les autres congénères n'ont pas été détectés) dans ces deux bassins. Dans celui de la rivière Châteauguay, les microcystines ont toujours été sous le seuil de détection. Dans celui de la rivière L'Assomption, ce n'est que lors de la campagne d'échantillonnage des 16 et 17 août que la MC-LR a été identifiée à de très faibles valeurs, à l'exception de l'eau brute de Joliette (pas de mesure dans l'eau traitée) où une concentration de 0,015 µg/L a été rapportée. À l'exception de Joliette, tous les autres résultats sont égaux ou inférieurs au seuil de quantification, ce qui ne leur confère pas une grande

fiabilité statistique. Tel que mentionné précédemment, aucune prolifération de cyanobactéries n'a été observée dans les secteurs échantillonnées du bassin de la L'Assomption. Aucune autre campagne d'échantillonnage n'a donc pas été effectuée dans le bassin de la L'Assomption, celui de la Yamaska ayant été jugé prioritaire à cause de la présence d'importantes proliférations (voir plus loin).

Tableau 11. Concentration en microcystine-LR (µg/L) dans les bassins des rivières L'Assomption et Châteauguay

BASSIN, RIVIÈRE, # STATION ET LOCALISATION	24-25 JUIL.	16-17 AOÛT
L'Assomption		
• L'Assomption		
A1 (Repentigny, usine, eau brute)	n.d.[a]	0,002[b]
A2 (Repentigny, près prise d'eau)	n.d.	0,003
A3 (L'Assomption, usine, eau brute)	n.d.	0,003
A4 (1,5 km aval prise d'eau L'Assomption)	n.d.	0,003
A10 (Joliette, usine, eau brute)	n.d.	0,015
A11 (Joliette, près prise d'eau)	n.d.	0,006
• de L'Achigan		
A5 (L'Épiphanie, usine, eau brute)	n.d.	0,003
A6 (L'Épiphanie, près prise d'eau)	n.d.	0,003
A7 (1,5 km en amont de la prise d'eau)	n.d.	-[c]
• Ouareau		
A8 (Crabtree, centrale eau brute)	n.d.	0,003
A9 (Crabtree, près prise d'eau)	n.d.	0,003
Châteauguay		
• Châteauguay		
C1 (Châteauguay, parc Joseph-Laberge)	n.d.	n.d.
C2 (Châteauguay, centre-ville)	n.d.	n.d.
C3 (Sainte-Martine, petit pont)	n.d.	n.d.
C3 (Sainte-Martine, bassin derrière église)	n.d.	n.d.
• des Anglais		
C5 (Howick)	n.d.	n.d.

[a] n.d : non détecté (sous la limite de détection de l'appareil
[b] se rapporter à la notion de seuil de quantification pour une meilleure interprétation des données (section 3.2)
[c] - : pas de mesure à cette station

Bassin de la rivière Yamaska

Le tableau 12 montre les concentrations des microcystines-LR, -RR et -YR (la MC-LA n'a jamais été détectée) dans les trois branches de la rivière Yamaska ainsi que dans la rivière Noire.

Tableau 12. Concentration des microcystines-LR, -RR et -YR (µg/L) dans le bassin de la Yamaska, d'aval en amont[a]

RIVIÈRE, # DE STATION ET LOCALISATION	26-27 JUIL.	14-15 AOÛT	28-29 AOÛT	18-19 SEPT
Yamaska				
• Y1 (Saint-Hyacinthe, usine, eau brute)	n.d.[b]	0,007 (LR) 0,03 (RR)	n.d.	n.d.
• **Y1a (Saint-Hyacinthe, usine, eau traitée)**	**n.d.**	**0,006 (LR)**	**0,004 (LR)**	**n.d.**
• Y2 (Saint-Hyacinthe, près prise d'eau)	0,13 (LR) 0,24 (RR) 0,52 (YR)	0,20 (LR)	-	-
• Y3 (Saint-Hyacinthe, pont Douville, 1 km amont)	0,02 (LR)	0,15 (LR) 0,17 (RR)	0,012 (LR)	0,003 (LR)
• Y4 (Saint-Damase)	0,02 (LR)	0,007 (LR)	-	-
• Y5 (Farnham, usine, eau brute)	0,02 (LR)	0,015 (LR)	0,012 (LR)	0,004 (LR)
• **Y5a (Farnham, usine, eau traitée)**	-[c]	**n.d.**	**n.d.**	**n.d.**
• Y6 (Farnham, près prise d'eau)	0,02 (LR)	0,018 (LR)	-	-
• Y12 (Bromont, usine, eau brute)	n.d.	0,009 (LR)	n.d.	n.d.
• **Y12a (Bromont, usine, eau traitée)**	-	**n.d.**	**n.d.**	**n.d.**
• Y13 (Bromont, près prise d'eau)	n.d.	0,006 (LR)	-	-
• Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	n.d.	0,004 (LR)	n.d.	n.d.
• Y11 (lac Brome, plage/marin, rive sud)	n.d.	0,009 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
Yamaska Sud-est				
• Y7 (Farnham, près prise d'eau alternative)	n.d.	0,012 (LR)	-	-
• Y8 (Cowansville, usine, eau brute)	n.d.	0,003 (LR)	0,004 (LR)	n.d.
• **Y8a (Cowansville, usine, eau traitée)**	-	**0,004 (LR)**	**n.d.**	**n.d.**
• Y9 (Cowansville, près prise d'eau)	n.d.	0,005 (LR)	-	-
Yamaska Nord				
• Y17 (Granby, usine, eau brute)	n.d.	0,004 (LR)	0,006 (LR)	0,005 (LR)
• **Y17a (Granby, usine, eau traitée)**	-	**0,014 (LR)**	**n.d.**	**n.d.**
• Y19 (Granby, sortie réservoir Lemieux)	-	0,01 (LR)	0,005 (LR) 0,003 (RR)	0,005 (LR)
• Y18 (Granby, entrée réservoir Lemieux)	n.d.	0,012 (LR)	0,005 (LR)	0,010 (LR)
• Y20 (Granby, lac Boivin)	0,03 (LR)	0,004 (LR)	-	-
• Y16 (Parc Yamaska, rés. Choinière, plage)	n.d.	0,01 (LR)	0,004 (LR)	n.d.
• Y15 (lac Waterloo, exutoire, rive nord)	n.d.	0,002 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
• Y14 (lac Waterloo, plage, rive est)	n.d.	0,008 (LR)	0,002 (LR)	n.d.
Noire				
• Y21 (Acton Vale, près prise d'eau)	n.d.	0,01 (LR)	-	-
• Y22 (Acton Vale, usine, eau brute)	n.d.	0,012 (LR)	n.d.	n.d.
• **Y22a (Acton Vale, usine, eau traitée)**	-	**0,009 (LR)**	**n.d.**	**n.d.**

[a] les concentrations dans l'eau traitée sont soulignées
[b] n.d : non détecté (sous la limite de détection de l'appareil); se référer également au seuil de quantification (voir section 3.2)
[c] - pas de mesure à cette station

À noter que quelques stations n'ont pas été échantillonnées lors de certaines visites, compte tenu du nombre limité d'échantillons qu'il était possible de faire analyser. Toutefois, les stations les plus représentatives quant au risque pour la santé publique (eau brute d'approvisionnement, eau traitée et lieux d'activités récréatives à contact primaire) ont été systématiquement échantillonnées.

L'examen de ce tableau permet de mettre en évidence les points suivants :

- les concentrations de microcystines ont toujours été bien inférieures à la valeur de référence préliminaire de Santé Canada (1,5 µg/L de MC-LR pour l'eau potable);
- les concentrations dans l'eau traitée (caractères gras et soulignés dans le tableau 12) ont toujours été non détectables ou inférieures au seuil de quantification, à l'exception de la station Y17a (Granby), avec une concentration de 0,014 µg/L (MC-LR) et de la station Y22a (Acton Vale) à 0,009 µg/L (MC-LR) lors de l'échantillonnage des 14 et 15 août;
- règle générale, les concentrations de microcystines dans l'eau traitée sont inférieures à celle de l'eau brute, sauf le cas de Granby les 14 et 15 août. Les cas de Cowansville (14 et 15 août – station Y8 et Y9) et de Saint-Hyacinthe (28 et 29 août – stations Y1 et Y1a) ne sont pas considérés comme étant significatifs, les concentrations étant trop près du seuil de quantification;
- le maximum d'échantillons positifs a été noté lors de la campagne d'échantillonnage des 14 et 15 août; par la suite, une diminution constante de résultats positifs a été enregistrée lors des deux périodes d'échantillonnage subséquentes;
- la plus grande diversité de microcystines, soit trois congénères (-LR, -RR et –YR), a été observée à Saint-Hyacinthe (Y2);
- les concentrations les plus importantes (supérieures à 0,1 µg/L) ont été notées dans le secteur de Saint-Hyacinthe (Y2 et Y3), alors que des concentrations «intermédiaires» (plus de 0,01 µg/L) ont été observées à Farnham (Y7), Granby (Y17a et Y18) et Acton Vale (24);
- malgré la présence d'importantes proliférations dans les lacs Brome et Waterloo, ainsi que dans le réservoir Lemieux ou dans la Yamaska Nord, les concentrations de microcystines étaient très faibles dans ces secteurs (Y10, Y11, Y14 et Y15).

Les précédentes observations montrent que la concentration et la diversité des microcystines tend à augmenter vers l'aval du cours d'eau, dans des secteurs toutefois exempts de proliférations majeures, alors que les concentrations étaient toujours faibles dans les lacs de tête et les réservoirs où des proliférations importantes ont été notées.

4.5 Les cyanobactéries toxiques

Les échantillons prélevés à proximité de prise d'eau ou de zones d'activités récréatives à contact primaire ont été expédiés au laboratoire pour l'identification et l'énumération des cyanobactéries. Des 43 échantillons expédiés, 30 d'entre eux ont révélé la présence d'au moins une espèce de cyanobactérie toxique alors que 23 avaient une densité justifiant une énumération précise. Ces 23 échantillons provenaient tous du bassin de la Yamaska; leur identification ainsi que leur dénombrement sont présentés au tableau 13.

Tableau 13. Identification et décompte des cyanobactéries toxiques (nb/ml) dans le bassin de la rivière Yamaska, d'amont en aval[a]

RIVIÈRE, # DE STATION, LOCALISATION, DATE		*Anabaena lemmermannii*	*Anabaena flos-aquae*	*Anabaena spiroides*	*Aphanizo. flos-aquae*	*Microcystis aeruginosa*	*Microcystis flos-aquae*	*Microcystis wesenbergii*
Yamaska								
Y11 (lac Brome, plage rive sud)	14/08	**1 450**			**5 360**		**1 457**	**39**
	28/08		**5 441**		**2 461**			
	18/09		**951**		**3 685**			
Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	15/08	5 052		5 440	6 639			
	28/08		12		352			
	19/09	283			16 356			
Y13 (Bromont, prise d'eau)	15/08	537		154	486			4
	28/08	1 437			1 609			
	19/09	459			2 989	648		
Y2 (St-Hyacinthe prise d'eau	26/07	11 654	6 535	5 303		237 846		83 456
	14/08	1 080	628			65 700		5 492
Yamaska Nord								
Y14 (lac Waterloo, Plage)	15/08	**6 480**		**184 930**	**2 348**		**213 000**	
	28/08			**97**	**94**	**246 236**		**94**
	18/09		**8 979**		**1 927**	**99 025**		
Y15 (lac Waterloo, Exutoire)	15/08		8 477	112 871	6 558		537 000	
	28/08			1 352	259	147 687		
	18/09		4 541	1 380	648	81 090		
Y16 (parc Yamaska, plage rés. Choinière)	15/08	**137**		**325**	**2 123**		**674**	
	29/08	**778**		**693**	**3 158**			
	18/09	**24**		**1 376**	**1 795**	**1 134**		
Y18 (Granby, Entrée Lemieux)	15/08	198		1 248	187			
Y19 (Granby, sortie Lemieux)	15/08			472	258 156	1 162		
	28/08	81		14 783	1 749 576	10 283		

[a] Les stations en caractère gras indiquent des lieux où se pratiquent la baignade. Quant aux données soulignées, elles indiquent qu'au moment du prélèvement, des baigneurs ont été observés dans l'eau.

Les données sur la biomasse (en mg/m^3), calculées à partir du volume cellulaire, ne sont pas présentées ici, mais elles peuvent être consultée à l'annexe 3, tant pour les espèces toxiques que pour celles qui ne le sont pas.

Le tableau 13 montre que sept espèces produisant des toxines, sur une possibilité théorique d'une vingtaine ont été identifiées. Trois espèces appartiennent au genre *Anabaena*, une au

genre *Aphanizomenon* et trois au genre *Microcystis* sp. à noter que l'espèce *Microcystis wesenbergii* (photographie 10, Annexe 1) serait rapportée pour la première fois au Québec, la recension des études antérieures n'en faisant pas mention (Blais, 2001; Paquet *et al*, 1998; Poulin *et al*, 1995).

Les données du tableau 13 mettent en évidence les aspects suivants :

- Seules les rivières Yamaska (tronçon principal partant du lac Brome) et Yamaska Nord (débutant au lac Waterloo) étaient colonisées par des cyanobactéries toxiques. Dans les rivières Noire et Yamaska Sud-est, de même que les cours d'eau des bassins des rivières Châteauguay et L'Assomption, des cyanobactéries toxiques n'ont pas été détectées;
- L'espèce la plus fréquemment identifiée est Aphanizomenon *flos-aquae* (21 fois), suivie de deux espèces du genre *Anabaena* (14 présences) et de *Microcystis aeruginosa* (identifiée 10 fois);
- Les espèces les plus abondantes, soient celles dont la concentration a été supérieure à 100 000 cellules/mL dans un seul échantillon, ont été *Microcystis aeruginosa* (3 fois), ainsi que *Anabaena spiroides* var. *crassa* (photographie 11, annexe 1), *Aphanizomenon flos-aquae* (photographie 12, annexe 1) et *Microcystis flos-aquae* (2 fois chacune);
- La plus importante concentration cellulaire a été observée à la station Y19 le 28 août avec une densité de 1,75 million de cellules d'*Aphanizomenon flos-aquae* par millilitre. Cette densité très élevée correspondait cependant à une prolifération exceptionnelle observée dans une section très restreinte du bassin d'emmagasinage de l'eau brute de la municipalité de Granby; cette prolifération peut être visualisée à l'annexe 1 (photographie 1);
- À chacune des stations, et pour chacun des échantillons, entre trois et cinq espèces étaient identifiées, les sept espèces n'ayant jamais été détectées simultanément.
- Règle générale, d'importantes concentrations (plus de 100 000 cellules/mL) avec plus de deux espèces simultanément n'ont jamais été observées. La seule exception a été observée dans les deux stations du lac Waterloo (Y14 et Y15) que deux espèces en concentrations importantes (*A. spiroides* var. *crassa* et *M. flos-aquae*) ont été dénombrées simultanément lors du prélèvement du 15 août.

Le tableau 14 regroupe les cyanobactéries produisant des toxines par genre et présente aussi leur proportion par rapport au nombre total de cyanobactéries. Les espèces non toxiques ne

sont pas présentées dans le tableau, mais celles en plus grand nombre étaient *Anabaena planktonica* et *Woronichinia naegeliana*, représentant souvent plus de 90% de toutes les espèces non productrices de toxines (la liste complète apparaît à l'annexe 3).

Tableau 14. Regroupement, par genre, des cyanobactéries toxiques du bassin de la Yamaska et leur proportion par rapport au nombre total de cyanobactéries (nb/mL), d'amont en aval[a]

RIVIÈRE, # DE STATION, LOCALISATION, DATE		Genre *Anabaena*	Genre *Aphanizomenon*	Genre *Microcystis*	Cyanobactéries toxiques totales	Cyanobactéries totales	Rapport toxiques/totales[b]
Yamaska							
Y11 (lac Brome, plage rive sud)	14/08	**1 450**	**5 360**	**1 457**	**8 267**	**631 861**	**1%**
	28/08	**5 441**	**2 461**		**7 902**	**413 360**	**2%**
	18/09	**951**	**3 685**		**4 636**	**165 000**	**3%**
Y10 (lac Brome, exutoire, rive nord)	15/08	10 492	6 639		17 131	129 717	13%
	28/08	12	352		364	98 747	<1%
	19/09	283	16 356		16 639	299 666	6%
Y13(Bromont, prise d'eau)	15/08	741	486	4	1 231	103 916	1%
	28/08	1 437	1 609		14 539	99 956	14%
	19/09	459	2 989	648	4 096	234 641	2%
Y2 (St-Hyacinthe prise d'eau)	26/07	23 492		321 302	344 794	345 575	99%
	14/08	1 708		71 192	72 900	80 906	90%
Yamaska Nord							
Y14 (lac Waterloo, plage)	15/08	**191 410**	**2 348**	**213 000**	**406 758**	**536 413**	**76%**
	28/08	**97**	**94**	**246 330**	**246 521**	**267 879**	**92%**
	18/09	**8 979**	**1 927**	**99 025**	**109 931**	**127 898**	**86%**
Y15 (lac Waterloo, exutoire)	15/08	119 348	6 558	537 000	662 906	907 418	73%
	28/08	1 352	259	147 687	149 298	196 398	76%
	18/09	5 921	648	81 090	87 659	101 089	87%
Y16 (parc de la Yamaska, plage rés. Choinière)	15/08	**462**	**2 123**	**674**	**3 261**	**39 538**	**8%**
	29/08	**1 471**	**3 158**		**4 629**	**82 527**	**6%**
	18/09	**1 380**	**1 795**	**1 134**	**4 329**	**72 028**	**6%**
Y18 (Granby,.....15/08 Entrée rés.Lemieux)		1 446	187		1 633	256 750	<1%
Y19 (Granby, sortie Lemieux)	15/08	472	258 156	1 162	259 790	366 011	71%
	28/08	14 864	1 749 576	10 283	1 774 723	1 890 080	94%

[a] Les stations en caractère gras indiquent des lieux où se pratiquent la baignade. Quant aux données soulignées, elles indiquent qu'au moment du prélèvement, des baigneurs ont été observés dans l'eau.
[b] Les pourcentages ont été arrondis

Ce tableau permet les observations suivantes :

- Dans tous les échantillons, le nombre de cyanobactéries totales dépasse 10 000 cellules/mL, seuil caractérisant une eau typiquement eutrophe (Hamilton et Poulin, 2001);
- Le genre Anabaena a été systématiquement détecté (23 fois) suivi de Aphanizomenon (21 fois) et Microcystis (15 fois);
- À l'exception du prélèvement du 28 août à la station Y19 (Granby), la concentration cellulaire du genre Aphanizomenon a toujours été relativement faible, inférieure à 20 000 cellules/mL. Des concentrations supérieures à 100 000 cellules/mL ont été observées à

deux reprises avec les espèces du genre Anabaena et cinq fois avec le genre Microcystis, dont quatre fois avec une concentration supérieure à 200 000 cellules/mL;

- C'est à la plage du lac Warterloo (station Y14) que des concentrations importantes (plus de 100 000 cellules/mL) de cyanobactéries toxiques ont été systématiquement observées, alors qu'à la plage du parc de la Yamaska (réservoir Choinière, station Y16), les concentrations de cyanobactéries toxiques n'ont jamais dépassées 5 000 cellules/mL. À la plage du lac Brome (station Y11), les concentrations de cyanobactéries toxiques n'ont jamais dépassé 20 000 cellules/mL;
- Si l'on tient compte du nombre total de cyanobactéries, pour inclure l'ensemble du risque lors d'activités récréatives nautiques tel que suggéré par l'OMS (1998a), la valeur provisoire de 20 000 cellules/mL a été dépassée partout, ce qui indique que toutes les plages pouvait représenter un risque potentiel pour la santé. Au lac Brome (station Y11) ainsi qu'au lac Waterloo (station Y14), le nombre de cyanobactéries totales dépassait largement 100 000/mL, nombre correspondant à la ligne directrice provisoire que l'OMS estime devoir entraîner l'émission d'une forme d'alerte dans les eaux récréatives;
- Il faut noter la présence d'une importante concentration de cyanobactéries à la prise d'eau de la municipalité de Bromont le 19 septembre, largement dominée par Anabaena planktonica, une espèce non toxique (voir annexe 3); la photographie 8 de l'annexe 1 montre l'état des lieux lors de ce prélèvement. Lors de cette visite, l'exutoire du lac Brome (station Y10, situé à quelques 15 kilomètres en amont de Bromont) était lui aussi fortement dominé par cette espèce (photographie 7 de l'annexe 1);
- Le pourcentage d'espèces toxiques montre une grande variation selon les stations, de 1 à 99%. Les stations Y2 (Saint-Hyacinthe), Y14 (lac Waterloo), Y15 (lac Waterloo) et Y19 (réservoir Lemieux à Granby) comprenaient la plus grande proportion d'espèces toxiques alors que les autres stations n'avait qu'un faible pourcentage de telles espèces;
- L'examen de la distribution des densités de cyanobactéries totales et toxiques ne permet pas d'établir un patron de distribution temporel ou spatial dans le cas de la rivière Yamaska. Par contre, en ce qui concerne la Yamaska Nord, le nombre de cyanobactéries toxiques est nettement plus élevé dans le secteur le plus en amont (lac Waterloo) pour diminuer très rapidement plus en aval (il ne faut pas tenir compte de la prolifération majeure à la sortie du réservoir Lemieux (station Y19, 28 août) qui constitue un microcosme indépendant de la rivière).

Le tableau 15 présente la liste des toxines potentiellement produites par les espèces rapportées au tableau 13; on peut constater qu'il s'agit surtout de microcystines. En fonction du dénombrement cellulaire rapporté dans le tableau 13, on peut supposer qu'à chacune des stations visitées il y avait surtout un potentiel théorique de production de microcystines. Toutefois, une analyse de correspondance entre les concentrations de microcystines (tableau 12) et les espèces toxiques identifiées aux mêmes stations (tableaux 13 et 14) ne permet pas de faire un lien évident.

Tableau 15. Espèces toxiques identifiées dans neuf stations du bassin de la rivière Yamaska et toxines potentiellement produites

ESPÈCE	TOXINES POTENTIELLES
Anabaena lemmermannii	Anatoxine-a
Anabaena flos-aquae	Microcystines et anatoxine-a
Anabaena spiroides var *crassa*	Anatoxine-a
Aphanizomenon flos-aquae	Saxitoxine
Microcystis aeruginosa	Microcystines
Microcystis flos-aquae	Microcystines
Microcystis wesenbergii	Microcystines

5. DISCUSSION

Les observations effectuées lors de cette étude ont été regroupées sous les thèmes suivants : 1) l'effet des facteurs environnementaux sur la présence des proliférations de cyanobactéries et des microcystines, 2) le dénombrement, la distribution géographique et temporelle des espèces toxiques, 3) les concentrations, la distribution géographique et temporelle des microcystines, 4) le risque dans les eaux de récréation, 5) le risque découlant de la consommation d'eau potable.

5.1 L'effet des facteurs environnementaux sur la présence des proliférations de cyanobactéries et des microcystines

Dénombrement et biomasse

Tel que décrit précédemment, aucune prolifération de cyanobactéries a été rapportée dans les bassins versants des rivières L'Assomption et Châteauguay. En ce qui concerne celui de la rivière Yamaska, les proliférations étaient inexistantes en juillet; elles sont graduellement apparues plus tard, pour être très visibles entre le milieu et la fin du mois d'août en certains endroits (Granby et lac Waterloo) et progresser jusqu'à la mi-septembre ailleurs (lac Brome et Bromont). Ces observations sont en accord avec celles de Christoffersen (1996), Eynard *et al* (2000) ainsi que Fromme *et al* (2000) qui rapportent un patron de distribution similaire, la concentration cellulaire maximale étant observée entre la mi-juin et la mi-septembre dans l'hémisphère nord.

Ces observations visuelles devraient en principe être corroborées par la biomasse de cyanobactéries puisque le lien entre la coloration d'une eau et la présence de cyanobactéries dépendrait beaucoup plus de la densité de la biomasse que du nombre de cellules, compte tenu du volume cellulaire qui varie en fonction des espèces. Ainsi, avec une densité uniformisée de 100 000 cellules, *Woronichinia naegeliana* (espèce non productrice de toxines présente dans presque tous les échantillons) a une biomasse de 2 571 mg/m^3 alors que *Microcystis aeruginosa* a une biomasse de 9 547 mg/m^3 et *Microcystis flos-aquae* de 9 370 mg/m^3 (voir l'annexe 3). Dans ce contexte, le lien entre la coloration d'une eau et la présence de cyanobactéries tient beaucoup plus à l'importance de la biomasse qu'au nombre de cellules; c'est pourquoi chaque dénombrement devrait être accompagné de données sur la biomasse.

En fait, le dénombrement pourrait servir à évaluer le potentiel toxique alors que la biomasse pourrait être utilisée pour obtenir une meilleure corrélation avec les observations visuelles. Malgré ces observations, les lignes directrices proposées se traduisent toujours en fonction du dénombrement puisqu'il est beaucoup plus facile d'obtenir cette valeur, l'estimation de la biomasse nécessitant l'évaluation du volume cellulaire moyen de chacune des espèces.

Une corrélation a été obtenue entre les importantes proliférations visibles à l'exutoire du lac Brome (station Y10) ainsi qu'à la prise d'eau de Bromont (Y13) les 18 et 19 septembre (photographies 7 et 8 de l'annexe 1) et la biomasse des cyanobactéries totales à ces dates, de l'ordre de 42 700 mg/m^3 (voir l'annexe 3). L'imposante prolifération observable le 28 août à la sortie du réservoir Lemieux (tableau 13; station Y19), ayant une texture visqueuse (photographie 1, l'annexe 1), est quant à elle bien corrélée avec une densité de 108 000 mg/m^3 (annexe 3). L'importante prolifération notée au lac Waterloo lors de la visite du 15 août est également en lien avec la biomasse totale des cyanobactéries, tant à la plage (station Y14), avec plus de 87 600 mg/m^3, qu'à l'exutoire (station Y15) avec près de 80 000 mg/m^3 (annexe 3). Quant à la relative clarté de l'eau, ou à l'impression de l'absence de prolifération notable au réservoir Choinière (parc de la Yamaska), elle se traduit par une densité de cyanobactéries totales inférieure à 3 000 mg/m^3 à chacune des visites (annexe 3).

L'Organisation mondiale de la santé précise qu'une concentration de cyanobactéries de l'ordre de 20 000 cellules/mL pourrait induire une légère coloration de l'eau (WHO, 1998a). Il faut cependant ajouter que l'effet visuel d'une telle concentration dépend de nombreux facteurs, dont la couleur vraie et la turbidité de l'eau et que la majorité des personnes ne pourraient pas détecter ou «interpréter» la signification d'une eau légèrement colorée par des cyanobactéries à une telle concentration. Cela a été clairement démontré lors de notre passage du 28 août au lac Brome (station Y11) où des enfants se baignaient dans une eau contenant plus de 400 000 cyanobactéries/mL. Quoiqu'il en soit, nous avons pu constater qu'une concentration de cyanobactéries totales supérieure à 100 000 cellules/mL engendre une coloration suffisamment évidente pour donner à l'eau un aspect douteux; cependant les personnes pratiquant des activités nautiques ne semblent pas être alertées par ce phénomène.

Le phosphore

Kotak *et al* (2000) ont mis en évidence une bonne corrélation entre le nombre de cyanobactéries, ou la concentrations de microcystine-LR, et le phosphore total (P_{tot}); cette corrélation a aussi été rapportée par Rapala et Sivonen (1998) qui ont noté une tendance à l'accroissement de la biomasse à mesure que la concentration en orthophosphate (PO_4^{3-}) augmente. Cela s'explique par le fait que le phosphore joue un rôle crucial dans le milieu aquatique, car il est généralement l'élément nutritif le plus limitatif par rapport aux besoins (Prairie et Soucisse, 1999). Le rapport azote total:phosphore total (N :P) serait un facteur encore plus important, un rapport inférieur à 29 étant associé à des conditions favorables au développement des cyanobactéries, comparativement aux autres organismes phytoplanctoniques comme les algues microscopiques (Eynard *et al*, 2000; Jacoby *et al*, 2000). Kotak *et al* (2000) ont de plus montré qu'un rapport N:P inférieur à 5 est encore plus clairement associé au nombre de cyanobactéries toxiques.

Les données recueillies par le ministère de l'Environnement du Québec durant les deux dernières décennies sont compatibles avec le rôle du phosphore et celui du rapport N:P. Pour le bassin de la Yamaska, Primeau (1999) a compilé l'ensemble des données de 45 descripteurs physico-chimiques pour la période de 1979 à 1995 (1997 dans certains cas). Ces données montrent que, dans l'ensemble du bassin versant, les concentrations en phosphore total dépassent presque toujours les critères d'eutrophisation. Les concentrations estivales moyennes rapportées (en mg/L) sont, par exemple, de 0,050 au réservoir Choinière (Y16); 0,160 en amont de Farnham (près de la station Y6); 0,260 à l'exutoire du lac Waterloo (Y15); 0,041 au lac Brome près de la station Y10[19]; 0,050 à Bromont (Y13) et 0,15 à la hauteur de Saint-Hyacinthe (Y2). De plus, dans l'ensemble du bassin, le rapport N:P[20] est en deçà ou près de 29 dans plusieurs endroits : 32,3 au réservoir Choinière (Y16), 14,3 à l'exutoire du lac Warterloo (Y15), 15,5 à Bromont (Y13), entre 13,5 et 18 au lac Brome (Y10) (Y. Primeau, ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle; Rashidan et Bird, 2001) et 26,9 à la hauteur de St-Hyacinthe (Y2). Il est intéressant de noter que le rapport de 32,3 enregistré au réservoir Choinière (station Y16) est associé à une plus faible densité de cyanobactéries que les stations ayant un rapport plus faible, près de 15, où beaucoup plus de

[19] Mesures effectuées durant la période estivale de 1997 à 2000; S. Primeau, MENV, communication personnelle.
[20] Le rapport N/P est calculé en fonction du nombre de moles (basé sur le poids atomique) de l'azote et duphosphore et non sur le simple rapport du nombre de mg/L de chacun des éléments.

cyanobactéries ont été démombrées (tableau 14); en aucun endroit, un rapport égal ou inférieur à 5,0 n'a cependant été rapporté. Bien que ces deux ensembles de données aient été obtenus à quelques années d'intervalles, cela confirme le rôle du phosphore dans l'apparition des proliférations.

Dans les secteurs visités du bassin de la rivière L'Assomption, les concentrations de phosphore mesurées à l'été 1995 (données non publiées, M. Simoneau, communication personnelle, MENV) varient de 0,100 à 0,150 mg/L, soient de 3 à 5 fois le critère d'eutrophisation en rivière (0,03 mg/L). Quant aux rapports N:P, ils sont habituellement de l'ordre de 20 à 29. La situation est similaire dans le bassin de la Châteauguay, où les concentrations de phosphore, pour la période de 1979 à 1994, variaient de 0,100 à 0,180 mg/L (Simoneau, 1996) dans les secteurs ayant fait l'objet d'un échantillonnage dans le cadre du présent projet. Les rapports N:P étaient généralement de 15 à 25 dans toutes les rivières de ce dernier bassin versant. Ces concentrations en phosphore, de même que les rapports N:P, sont donc clairement favorables au développement et à la prolifération des cyanobactéries. Malgré cela, aucune prolifération n'a été aperçue dans ces deux derniers bassins versants, ce qui pourrait s'expliquer par des conditions physiographiques différentes de celles du bassin de la Yamaska; absence de lacs de tête avec proliférations pouvant servir d'inoculum, absence de zones lacustres ou à faible vitesse d'écoulement et présence de rapides dans le cas de la rivière Châteauguay.

Bien que l'évolution normale des lacs et de certains cours d'eau les conduisent à une eutrophisation naturelle, la situation exceptionnelle quant à la concentration élevée en phosphore notée dans les bassins versants étudiés est indicatrice d'une eutrophisation accélérée par des facteurs exogènes. Une analyse statistique (corrélations de Spearman) effectuées dans le bassin de la Yamaska, entre les variables des pressions agricoles ou démographiques et les valeurs moyennes des principaux descripteurs de la qualité de l'eau, montre que la concentration en phosphore total est très significativement ($p < 0,01$) reliée aux cultures, plus spécifiquement celle du maïs ($r = 0,54$), celles à grand interligne (cultures de légumes; $r = 0,59$) et à interligne étroit (cultures céréalières comme l'avoine, l'orge et le blé; $r = 0,54$) (Primeau, 1999). Par ailleurs, une étude visant à déterminer les relations empiriques entre les utilisations du territoire et la qualité de l'eau de 20 rivières du Québec a montré des corrélations très significatives ($p < 0,01$) entre le phosphore total et l'ensemble des cultures (grand interligne, interligne étroit et fourragère; r de 0,57 à 0,80), mais également avec le nombre d'unités animales ($r = 0,56$) et la superficie agricole avec drainage souterrain ($r = 0,64$)

(Gangbazo, 2000). Dans ce contexte, il est possible que les activités agricoles favorisent la prolifération des cyanobactéries par un apport excessif d'azote et de phosphore.

Le cas particulier du lac Brome

Des nuances doivent être apportées dans certains cas, notamment celui du lac Brome. Bien que situé dans un vaste territoire agricole, ce lac a une vocation essentiellement récréative en totalité de son pourtour. De plus, la municipalité de Lac Brome (Knowlton) ainsi que les entreprises du secteur agro-alimentaire situées à proximité, n'y déversent plus leurs eaux usées, ces dernières étant dirigées dans la rivière Yamaska à quelques kilomètres en aval de l'exutoire du lac, mais en amont de Bromont (Y. Prairie, communication personnelle, Université du Québec à Montréal). Malgré cela, la présence de proliférations de cyanobactéries est un phénomène annuel observé depuis de nombreuses années. Considérant l'absence de déversements municipaux et industriels, del Giorgio et Prairie (1994) ont montré que l'apport en phosphore exogène provenait surtout de cinq petits tributaires qui se déversent dans le lac; en 1994, cet apport aurait été de 478 kg. La plus grande part du phosphore dissous proviendrait cependant de son relargage depuis les sédiments du lac (apport endogène), estimée à 1965 kg en 1994. Cette libération de phosphore serait notamment la conséquence de la décomposition microbienne anaérobie de la matière organique (processus de minéralisation), surtout à compter de la mi-juillet alors que les conditions deviennent anoxiques au fond du lac; ce phénomène est favorisé par l'établissement d'une thermocline au milieu de l'été qui empêche la diffusion de l'oxygène vers les sédiments (del Giorgio et Prairie, 1994; Prairie *et al*, 2001).

Le contrôle de la concentration du phosphore devrait donc s'inscrire comme une mesure à long terme de la gestion du problème de la prolifération des cyanobactéries. Une concentration maximale de phosphore total de 0,01 mg/L devrait être visée, bien qu'en pratique des concentrations de 0,02 à 0,03 mg/L seraient suffisantes pour empêcher la prolifération des cyanobactéries (WHO, 1998a).

5.2 Dénombrement, distribution géographique et temporelle des espèces toxiques

Les espèces identifiées produisant des toxines, soient *Anabaena lemmermannii*, *A. flos-aquae*, *A. spiroides* var. *crassa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae* et *M. wesenbergii* sont celles qui sont habituellement retrouvées un peu partout sur la planète, que ce soit en Lituanie (Eynard *et al*, 2000), en Finlande (Lahti *et al*, 1997) ou au Canada (Kotak *et al*, 1993). Par contre, aucune espèce du genre *Planktothrix* (*Oscillatoria*) n'a été trouvée, tel que rapporté notamment par l'étude de 1999 du ministère de l'Environnement du Québec suite à l'échantillonnage de cinq lacs (Blais, 2001) ainsi que celle de Paquet *et al* (1998) dans le fleuve Saint-Laurent.

Les plus fortes densités cellulaires (plus de 100 000 cellules/mL) ont généralement été observées avec les espèces *Anabaena spiroides* var. *crassa*, *Microcystis aeruginosa* et *M.flos-aquae* (tableau 13). Compte tenu du fait que l'apparition d'une prolifération est intimement liée à des phénomènes environnementaux locaux, il n'est pas possible de faire de parallèle avec les autres études qui, de plus, diffèrent grandement entre elles. Il importe cependant de noter une différence entre les résultats de cette étude et ceux du ministère de l'Environnement du Québec (Blais, 2001). Bien que la diversité des cyanobactéries soit sensiblement la même, de 8 à 12 espèces (toxiques ou non) par échantillon, le nombre de cyanobactéries produisant des toxines connues (ce qui exclu *Coelosphaerium kutzingianum* – voir la section 1.9) est largement supérieur à ce qui est rapporté par le ministère de l'Environnement du Québec (Blais, 2001). Ainsi, dans ce dernier cas, le nombre maximal de cyanobactéries toxiques/mL a été de l'ordre de 35 000 alors que nous avons rapporté, à 10 reprises, un dénombrement supérieur à 20 000, dont huit avec plus de 100 000 cellules/mL.

Une espèce toxique, *Microcystis wesenbergii*, seraient rapportée pour la première fois au Québec, la recension des études antérieures n'en faisant pas mention (Blais, 2001; Paquet *et al*, 1998; Poulin *et al*, 1995). Bien que la présence de cette espèce n'a rien d'exceptionnel, à cause de sa répartition planétaire, cela démontre que plusieurs études et recherches limnologiques doivent encore être effectuées avant d'avoir un portrait global de la présence des cyanobactéries au Québec.

Tel que mentionné à la section 5.4, il n'a pas été possible de mettre en évidence un patron de distribution temporelle quant à la densité des cyanobactéries toxiques pour l'ensemble des

stations. Eynard *et al* (2000), Lahti *et al* (1997) ainsi que Watanabe *et al* (1992) rapportent un patron de distribution qui montre une densité maximale en août ou septembre pour certains lacs. Par contre, le dénombrement, entre mai et juillet de la douzaine de lacs étudiés par Kotak *et al* (1993), ne permet pas d'établir un patron évolutif pour l'ensemble de ces plans d'eau. Dans notre étude, un patron pour chacune des stations ou pour un petit nombre d'entre elles, si elles sont situées dans un même lac, peut cependant être établi. Ainsi, une diminution des espèces toxiques a été observée de la mi-août à la mi-septembre au lac Waterloo (stations Y14 et Y15) ainsi qu'à une station du lac Brome (Y11, plage) et au réservoir Choinière (station Y16). À l'instar de Kotak *et al* (1993), il n'est toutefois pas possible de présenter un patron global qui s'appliquerait à l'ensemble des lieux échantillonnés, ce qui révèle bien la nature très locale des conditions favorisant la prolifération des cyanobactéries.

5.3 Concentrations, distribution géographique et temporelle des microcystines

Kotak *et al* (1993) ont établi un lien entre le pourcentage de *Microcystis aeruginosa* au sein d'une prolifération et la concentration de MC-LR, indiquant ainsi que cette espèce jouait un rôle prépondérant quant à la présence de cette toxine. Bien qu'il semble y avoir une telle concordance entre la présence de *M. aeruginosa* et une concentration notable de microcystines, 0,89 µg/L, (Saint-Hyacinthe, station Y2, 26 juillet) cela n'est pas le cas au lac Waterloo (stations Y14 et Y15) où des dénombrements importants de *Microcystis* sp. n'ont été accompagnées que de très faibles concentrations de MC-LR (entre 0,002 et 0,008 µg/L). Cette absence de corrélation s'expliquerait par des phénomènes régissant le transfert des toxines intracellulaires vers le milieu aquatique, à l'état libre (voir plus loin).

Dans le bassin de la rivière L'Assomption, seule la microcystine-LR a été détectée (tableau 11) alors que dans le bassin de la Yamaska trois groupes ont été identifiés : -LR, -RR et –YR (tableau 12). La MC-LR était cependant omniprésente, quant à sa distribution spatiale et à sa fréquence de détection, observation similaire à celle faite par Vasconcelos *et al* (1996), au Portugal, qui ont noté une nette dominance de cette toxine, les congénères –RR et –YR étant en concentration plus faible. Kotak *et al* (1993) n'ont identifié que la MC-LR dans 12 lacs ou bassins agricoles de l'Alberta, la MC-RR n'ayant jamais été mis en évidence. Par ailleurs, dans 29 lieux d'échantillonnage de Bretagne, Vezie *et al* (1997) rapportent une nette domination de la MC-LR et la présence occasionnelle de la MC-RR. La MC-LR ne serait cependant pas toujours la toxine dominante, puisque Watanabe *et al* (1992) ont montré que la MC-RR était en plus grande concentration, suivie de la MC-LR et de la MC-YR. Dans le cadre de la présente étude,

les données ponctuelles recueillies ne permettant pas d'expliquer pourquoi les microcystines-RR et –YR n'ont été détectées que lors des deux premières campagnes d'échantillonnage dans la région de Saint-Hyacinthe.

Les tableaux 11 et 12 montrent que les concentrations de microcystines ont varié de non détectables à 0,89 µg/L. Il s'agit cependant des concentrations extracellulaires qui ne représentent qu'une proportion de la concentration totale des microcystines. Fromme *et al* (2000) ont ainsi estimé que la concentration de microcystines libres dans l'eau ne représenterait que de 0,3 à 12% de la concentration totale synthétisée. Quant à Park *et al* (1998), ils ont évalué que la proportion de cyanotoxines libres dans un petit lac de Corée pouvait représenter entre 0,3 et 64% de la concentration totale; le nombre cependant très restreint d'échantillons (2), ainsi que les très fortes concentrations de microcystines (344 et 856 µg/L) ne permettent pas de considérer cette étendue comme étant fiable. Ces évaluations sont cependant corroborées par des prélèvements effectuées au lac Brome vers le 22 septembre 2000 pour déterminer les concentrations intracellulaires de diverses microcystines : MC-LR, 2,52 µg/g (poids sec de phytoplancton); MC-LA, 7,58 µg/g; MC-RR, 2,52 µg/g et MC-YR, 0,66 µg/g (Y. Prairie, Université du Québec à Montréal, communication personnelle). On peut constater que trois de ces microcystines n'ont jamais été détectées dans l'eau du lac Brome lors de la présente étude.

Ces informations montrent qu'en présence de proliférations importantes (comme celles des lacs Brome ou Waterloo et de certains secteurs de la Yamaska), les concentrations de microcystines libres doivent être interprétées comme ne représentant qu'une partie du potentiel toxique. Ce potentiel ne se manifesterait toutefois qu'à la suite d'une mortalité massive et brusque des cyanobactéries, par exemple, consécutive à l'utilisation d'algicides, comme l'ont démontré Jones et Orr (1994) en faisant passer la concentration de MC-LR libre de 4,7 µg/L à 1110 µg/L quatre heures après un traitement avec un algicide. Par ailleurs, les résultats d'une étude récemment effectuée laisse supposer qu'au lac Brome les cyanobactéries pourraient être subitement lysées par des bactéries du genre *Cytophaga* (Rashidan et Bird, 2000).

Des concentrations de microcystine-LR aussi faibles que celles qui ont été relevées dans notre étude n'ont pas été rapportées dans la littérature scientifique; Tsuji *et al* (1996) ont cependant fait état de concentrations de 0,02 µg/L dans deux lacs du Japon,. Eynard *et al* (2000) ont rapporté des concentrations variant de 0,063 à 630 µg/L dans cinq lacs de Lettonie. Ces concentrations sont nettement plus élevées que celles mesurées dans notre étude, mais la

méthode de détection par inhibition des phosphatases a été utilisée, une technique évaluant le potentiel toxique de l'ensemble des microcystines, contrairement à la chromatographie qui ne permet que la détection de quelques-unes d'entre elles. Dans une évaluation de la présence de microcystines dans quatre lacs du centre de l'Alberta, Kotak *et al* (1996) ont rapporté des concentrations variant de non détectable (seuil de détection à 0,060 µg/L) à 0,344 µg/L dans un lac. Watanabe *et al* (1992) ont étudié le lac Kasumigaura (le 2^{e} plus grand lac japonais) dans lequel d'importantes proliférations sont observées annuellement. Ils n'ont détecté la présence de microcystines libres dans l'eau qu'une seule fois, à une concentration de 1,1 µg/L avec une méthode dont la sensibilité se situait à environ 0,3 µg/L.

Au Québec, l'étude du ministère de l'Environnement de 1999 (Blais, 2001) n'a pas révélé la présence de microcystines-LR libres, avec un seuil de détection de 0,3 µg/L dans sept lacs, à l'exception d'un échantillon positif à 9 µg/L; ce dernier résultat est cependant surestimé, provenant d'une équivalence en MC-LR. Dans une étude effectuée dans quelques lacs et cours d'eau de la région de Berlin, Fromme *et al* (2000) ont mesuré des concentrations de microcystines libres dans l'eau variant de 0,1 à 1,7 µg/L avec une méthode immunologique (ELISA) dont le seuil de détection était de 0,1 µg/L. Par ailleurs, la présence de microcystines (détection par ELISA, seuil de sensibilité à 0,05 µg/L) a aussi été rapportée dans quelques rivières d'une province chinoise avec une concentration moyenne de 0,16 µg/L de microcystines (Ueno *et al*, 1996). La très grande sensibilité de la méthode utilisée dans la présente étude a permis de rapporter une fréquence de distribution très élevée de microcystines, contrairement aux études publiées utilisant une méthode moins sensible. L'utilisation d'une méthode ayant un seuil de sensibilité de 0,1 µg/L, aurait révélé 13 échantillons positifs au lieu des 47 apparaissant au tableau 12.

Le tableau 12 montre que les plus fortes concentrations de microcystines dans l'eau brute ont été observées dans les secteurs les plus en aval de la zone d'étude, soient les secteurs de Saint-Hyacinthe (stations Y2, Y3) et Farnham (stations Y5 et Y6), bien que des prolifération importantes n'aient pas été systématiquement observées à ces stations. Cette situation pourrait découler de l'accumulation des microcystines vers l'aval, compte tenu de leur persistance environnementale (Duy *et al*, 2000). Par ailleurs, l'absence de microcystines dans la rivière Châteauguay découlerait surtout de l'impossibilité des cyanobactéries à former des proliférations à cause de son débit plus important et de la présence de plusieurs rapides.

Ces observations mettent en évidence l'impossibilité de faire un lien direct entre la présence ou l'absence de proliférations et la concentration de microcystines libres. L'observation visuelle ne peut donc servir qu'à attirer l'attention sur l'existence d'un problème potentiel, mais seule une identification des cyanobactéries et un dosage des cyanotoxines peuvent révéler la nature réelle du risque pour la santé publique.

5.4 Le risque dans les eaux de récréation (ingestion et contact cutané)

Tel que mentionné à la section 1.7.1, le risque consécutif aux activités nautiques peut découler du contact avec des cyanotoxines libres dans l'eau ou avec les cellules de cyanobactéries. Des microcystines et des endotoxines lipopolysaccharidiques (endotoxines LPS) pourraient engendrer des irritations cutanées, oculaires ou des muqueuses (Duy *et al*, 2000). En ce qui concerne plus spécifiquement les endotoxines LPS, les manifestations pathologiques doivent impliquer un contact avec les cellules de cyanobactéries, ces toxines étant intimement intégrées à la paroi cellulaire et non libérées dans l'eau. De sévères symptômes d'irritation cutanée ont été rapportés sur la peau exposé au frottement des vêtements de baignade, ce qui laisse supposer que le frottement engendré par un vêtement pourrait favoriser la libération des toxines en brisant les cellules (Chorus et Bartram, 1999). La quasi absence d'information spécifique sur ces molécules ne permet cependant que l'émission d'hypothèses. Puisque les endotoxines LPS seraient présentes chez l'ensemble des cyanobactéries, non seulement chez celles reconnues pour synthétiser des neurotoxines ou des hépatotoxines, il apparaît opportun, dans une optique de santé publique, de considérer le dénombrement total.

En ce qui concerne le contact avec des cellules de cyanobactéries, l'Organisation mondiale de la santé considère qu'il existe un risque d'irritation ou de réaction allergique à une concentration de l'ordre de 20 000 cyanobactéries/mL dans le premier mètre d'eau, sans toutefois préciser si un temps de contact minimal est requis (Fromme *et al*, 2000); cette densité est similaire à la ligne directrice de l'Australie, qui est de 20 000 cellules/mL (Fitzgerald *et al*, 1999). Sur la base d'une analyse descriptive concernant l'incidence de symptômes associés à la baignade dans des eaux polluées en Australie, Pilotto *et al* (1997) estiment qu'il devrait exister plusieurs valeurs seuils en considérant notamment la densité cellulaire et le temps d'exposition. À titre d'exemple, une baignade d'une heure et plus dans une eau contenant au moins 5 000 cyanobactéries/mL a engendré divers problèmes de santé (risque relatif de 3,44; p = 0,004); ces auteurs estiment donc que le seuil de l'OMS est trop élevé. Les conclusions de Pilotto *et al* (1997) ont toutefois été remises en question par Fitzgerald *et al* (1999) qui proposent plutôt une

cote d'alerte à 50 000 cellules/mL; cela démontre le besoin de poursuivre les recherches afin d'éviter une estimation arbitraire du risque. Il appert qu'une recommandation d'exposition à une densité cellulaire maximale donnée sans tenir compte du temps d'exposition ne permet pas d'évaluer adéquatement le risque, ce dernier devant tenir compte à la fois de la nature du danger (ingestion de toxines ou contact avec les cellules) ainsi que de la fréquence et de la durée de l'ingestion ou du contact.

La nature du risque est d'autant plus difficile à caractériser que le document de travail de l'OMS mentionne que les lignes directrices proposées s'appliqueraient à l'ensemble des cyanobactéries et non seulement à celles reconnues pour synthétiser des toxines :

> «*For protection from health outcomes not due to cyanotoxin toxicity, but rather to the irritative or allergenic effects of other cyanobacterial compounds, a guideline level of 20 000 cyanobacterial cells per ml… can be derived from the prospective epidemiological study by Pilotto et al. 1997*» (WHO, 1998a, page 138).

Dans le contexte d'une interprétation restrictive de la ligne directrice de l'OMS, en ne tenant compte que des espèces toxiques, on peut noter que parmi les trois lieux de baignade échantillonnés, la plage du lac Waterloo (Y14) aurait représentée un risque potentiel à la santé, avec des concentrations de cyanobactéries toxiques systématiquement élevées, soit au-dessus de 100 000 cellules/mL à chacune des visites (tableau 14). Quant au nombre de cellules d'espèces toxiques dénombrées à la plage du lac Brome (de 4 000 à 8 000 cellules/mL), il pourrait peut-être représenter un risque pour des personnes demeurant plus d'une heure dans l'eau, selon les affirmations de Pilotto *et al* (1997). Par ailleurs, dans le contexte d'une interprétation plus large du risque, en utilisant le décompte total des cyanobactéries, tous les lieux de baignade visités auraient représenté un risque pour la santé (voir les données soulignées ou en caractère gras de la colonne «Cyanobactéries totales» du tableau 14).

5.5 Le risque découlant de l'ingestion de l'eau potable

Tel que démontré par le tableau 12, les concentrations de microcystines dans l'eau traitée de toutes les stations de production d'eau potable visitées dans le bassin de la rivière Yamaska, sont au moins 100 fois inférieures à la ligne directrice préliminaire de Santé Canada (1,5 µg/L); la plus forte concentration, 0,014 µg/L, ayant été enregistrée à Granby à la mi-août.

Des traitements de base (floculation, sédimentation et filtration sur sable) peuvent éliminer une certaine proportion des microcystines, bien qu'ils ne soient pas reconnus comme étant particulièrement efficaces (Lambert *et al*, 1996). Un traitement de base couplé à l'utilisation de charbon activé pourrait cependant enlever jusqu'à 80% des microcystines (Lambert *et al*, 1994b; 1996) alors que l'ozonation pourrait détruire près de 100% des toxines; dans ce dernier cas, la concentration de matière organique et de micro-organismes dans l'eau brute a cependant un impact majeur sur l'efficacité de l'ozone (Hitzfeld *et al*, 2000).

Puisque toutes les études qui rapportent l'enlèvement des microcystines dans l'eau potable ont habituellement été effectuées avec des concentrations supérieures à celles qui ont été mesurées dans cette recherche, soit de 0,25 µg/L à plusieurs mg/L, il est difficile d'établir une comparaison, surtout qu'il a été rapporté que l'efficacité des traitements était très variable avec de faibles concentrations (Lambert *et al*, 1996). Il est néanmoins possible de constater que toutes les usines de traitement d'eau potable semblent en mesure de réduire la concentration de microcystines dans l'eau potable. Cela inclut une usine n'utilisant qu'une chaîne de traitement de base, comme Farnham, où la concentration de MC-LR est passée de 0,015 µg/L à non détectable (stations Y5 et Y5a les 14 ou 15 août), ou comme celle de Saint-Hyacinthe qui utilise l'ozonation et le charbon activé, où la concentration est passée de 0,037 (MC-LR + MC-RR) à 0,006 pour la MC-LR, les autres microcystines étant sous le seuil de détection (stations Y1 et Y1a les 14 ou 15 août). Paradoxalement, dans certaines situations (Saint-Hyacinthe, 28-29 août – stations Y1 et Y1a; Granby, 14-15 août, stations Y17 et Y17a), la concentration de microcystine-LR s'étant avérée plus élevée dans l'eau traitée que dans l'eau brute. Cela pourrait s'expliquer par l'effet de certains traitements qui provoquent la lyse des cyanobactéries, libérant ainsi leur contenu intracellulaire.

Conséquemment, sur la base des résultats obtenus, il n'est pas possible de se prononcer sur l'efficacité des traitements des usines visitées, notamment parce que le nombre d'échantillons recueillis était trop petit. De plus, on ne saurait extrapoler ces observations à une situation qui impliquerait des concentrations beaucoup plus élevées de microcystines dans l'eau brute. Une étude plus poussée, plus caractérisée et surtout plus systématique permettrait probablement d'avoir une réponse à cette question touchant l'efficacité des traitements. Sur la base des données de l'été 2000, l'absence de risque notable dans l'eau potable des municipalités visitées tient donc en bonne partie à la très faible concentration de microcystines dans l'eau brute.

6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Proliférations et présence de cyanotoxines en fonction des facteurs environnementaux et géographiques.

- L'été 2000 n'a pas été à l'image de ceux de 1998 et de 1999 qui ont été particulièrement chauds et secs, étant d'ailleurs considérés parmi les plus chauds de la décennie. Les conditions climatiques de l'été 2000 ont été plus près de la normale, mais avec un ensoleillement réduit. Compte tenu que les facteurs environnementaux ont des effets déterminants sur la prolifération des cyanobactéries, il *demeure difficile d'extrapoler les résultats de la présente étude à des conditions climatiques plus chaudes et plus sèches qui pourraient caractériser les années futures.*

- Les résultats de notre étude vont dans le sens de l'information scientifique publiée, soit que la prolifération des cyanobactéries semble directement liée à l'existence de zones calmes sans courant, caractéristiques des lacs et des réservoirs. *Dans les zones étudiées, les plus fortement touchées par les proliférations ont été les lacs et les réservoirs, bien que des proliférations importantes aient également été notées dans des méandres calmes de la Yamaska, près de Bromont, et de la Yamaska Nord près du réservoir Lemieux (Granby).*

- *Il apparaît plausible que les importantes proliférations observées dans les lacs Brome et Waterloo, qui sont respectivement à la tête des rivières Yamaska (cours principal) et Yamaska Nord, aient un impact sur la situation en aval.* Cette observation est notamment appuyée par l'absence de prolifération dans la Yamaska Sud-Est en aval du réservoir Davignon où aucune prolifération de cyanobactéries n'a été notée.

- *Il ne semble pas y avoir de corrélation entre l'importance d'une prolifération et la concentration de microcystines libres dans l'eau. De même, l'absence de proliférations visibles ou évidentes ne peut pas être interprétée comme étant une garantie de l'absence de microcystines, dû notamment à leur persistance environnementale qui permet de les retrouver dans des secteurs sans prolifération.* Ainsi, les concentrations de microcystines notées dans les importantes proliférations du lac Brome, du lac Waterloo et dans la Yamaska Nord près de Granby n'étaient pas plus élevées que celles enregistrées dans des

secteurs sans prolifération apparente (Farnham et Acton Vale, par exemple). *Sur cette base, les repères géographiques (lacs ou réservoirs) ou visuels (proliférations plus ou moins importantes) ne peuvent pas être utilisés de manière absolue pour évaluer la présence potentielle de microcystines libres dans l'eau.*

Les risques découlant de la pratique d'activités nautiques

- *Sur la base d'une interprétation des lignes directrices préliminaires de l'OMS visant à inclure toutes les cyanobactéries comme étant un facteur de risque, des plages visitées dans le cadre de cette étude (lac Brome et lac Waterloo) étaient susceptibles de représenter un risque à la santé publique cause d'une concentration de cyanobactéries totales supérieure à 100 000/mL enregistrée à plusieurs reprises.*

- *Les concentrations de microcystines dans les lieux de baignade ou d'activités nautiques à contact primaire durant l'été 2000 ne constituait pas une menace pour la santé publique.*

LES RISQUES LIÉS À LA CONSOMMATION D'EAU

- Des microcystines (MR-LR, -RR et –YR) ont été identifiées et quantifiées dans les deux bassins versants où se trouvaient des usines de traitement d'eau potable (L'Assomption et Yamaska), tant dans l'eau brute que traitée. Les concentrations dans l'eau potable étaient habituellement de 150 à 300 fois inférieures à la ligne directrice préliminaire de Santé Canada (1,5 µg/L de MC-LR). *Dans ce contexte, il est donc possible d'affirmer que, durant l'été 2000, il n'y avait probablement pas de risque à l'égard de la concentration des microcystines présentes dans l'eau potable.*

- *Le nombre restreint d'échantillons et certains résultats difficilement interprétables ne permettent toutefois pas de conclure quant à l'efficacité du traitement des usines visitées. Sur la base de nos données, il est impossible de se prononcer sur l'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les cyanotoxines.*

Suivi recommandé

- Au cours des prochaines années, il serait pertinent de procéder à des analyses plus systématiques dans les secteurs sensibles (lacs et réservoirs utilisés pour la pratique d'activités nautiques à contact primaire; eau brute d'approvisionnement et eau potable). *Un suivi du début de juillet à la fin de septembre serait approprié au regard de la santé publique dans le contexte où il est peu probable que des proliférations apparaissent en juin. À cet effet, nous suggérons que le lac Brome devienne un lac laboratoire à considérer.*

- *Afin d'évaluer rapidement le potentiel toxique global d'une eau potable ou de baignade, il est suggéré de détecter la présence de microcystines avec une méthode non spécifique plus rapide et plus simple comme l'ELISA* qui permet une évaluation de la toxicité globale provenant de l'ensemble des toxines. Cela ne peut pas être fait avec des méthodes d'identification spécifique à quelques toxines, telle que celle utilisée dans la présente étude.

- *Nonobstant le mode et les conditions de suivi qui pourraient être adoptés, il est conseillé de considérer le problème des cyanobactéries toxiques et des cyanotoxines comme une situation à surveiller à long terme.* Le phosphore étant le seul élément nutritif d'origine anthropique favorisant la croissance des cyanobactéries, il est conséquemment le seul sur lequel une intervention humaine pourrait agir à court terme afin de limiter la croissance des cyanobactéries. *À cet égard, seule une réduction à la source des rejets de phosphore pourrait diminuer son apport dans les plans et les cours d'eau.*

- *En ce qui concerne le dosage des cyanotoxines ainsi que l'identification et l'énumération des cyanobactéries, les problèmes sont surtout liés au coût ainsi qu'au délai d'obtention des résultats.* Le problème du dosage des microcystines pourrait être partiellement résolu en utilisant des trousses faisant appel à des réactions colorimétriques (comme l'ELISA), moins coûteuses. La sensibilité d'une telle méthode devra toutefois être prise en compte. En ce qui concerne l'identification et l'énumération, le principal problème tient à la rareté de personnel qualifié.

- *Plus spécifiquement à l'égard des risques à la santé liés aux activités récréatives nautiques à contact primaire, nous suggérons qu'un groupe de travail se penche sur les éléments à considérer pour caractériser ce risque*. On devrait notamment établir s'il faut s'en tenir à la seule énumération des espèces reconnues pour synthétiser des cyanotoxines, ou englober l'ensemble des cyanobactéries comme le suggère l'Organisation mondiale de la santé dans son plan d'intervention de 1998.

- *Concernant le risque associé à l'eau potable, une étude exhaustive devrait être entreprise à quelques usines de traitement* afin de comprendre pourquoi la concentration en microcystines peut être réduite dans l'eau traitée. Une telle étude, dont la durée pourrait être de quelques semaines pendant la période critique de prolifération (du début août à la mi-septembre), permettrait également de mieux caractériser l'exposition par l'obtention d'un plus grand nombre de données permettant une analyse statistique.

- Nous considérons que le portrait dépeint par la présence étude est fort incomplet. Par conséquent, *nous suggérons que la recherche se poursuive dans un contexte de partenariat et de synergie* qui d'une part, inclurait des ministères et agences gouvernementaux et, d'autre part, le milieu universitaire où l'on retrouve actuellement des chercheurs effectuant des travaux sur les cyanobactéries ou la dynamique du phosphore.

7. RÉFÉRENCES

Anagnostidis, K. and J. Komárek (1988) Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 80 : 327-472.

Anderson, R.J., H.A. Luu, D.Z.X. Chen, C.F.B. Holmes, M.L. Kent, M. LeBlanc, F.J.R. Taylor et D.E. Williams (1993). Chemical and biological evidence links microcystins to salmon «netpen liver disease». *Toxicon*, 31 : 1315-1323.

Beaudry, J.-P. (1984) *Traitement des eaux*. Les éditions Le Griffon d'argile inc. Sainte-Foy (Québec), 231p.

Bergey's (1984) *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. Volume 3 : 1710-1798. Williams & Wilkins.

Blais, S. (2001) Communication personnelle concernant le «*Projet exploratoire de détection de cyanobactéries toxiques et de la microcystine-LR dans des lacs en 1999*»; interprétation préliminaire des données par Isabelle Piché, ministère de l'Environnement du Québec

Bourrelly, P. (1985) *Les algues d'eau douce. Tome III. Les algues bleues et rouges*. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 606 pp.

Bury, N.R., F.B. Eddy et G.A. Codd (1996) Stress responses of brown trout, *Salmo trutta* L., to the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Env. Toxicol. Water Qual.*, 11 : 187-193.

Canter-Lund, H. et J.W.G. Lund (1995) *Freshwater algae, their microscopic world explored*. Biopress Limited, Bristol. 360 pp.

Carmichael, W.W. (1988) Toxins of freshwater algae. Dans : Tu A,T. (éd.), *Handbook of Natural Toxins : Marine Toxins and Venoms*, Vol. 3. Dekker, pp : 121-147.

Carmichael, W.W. (1992) Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxines. *J. Appl. Bacteriol.*, 72 : 445-459.

Caumartin, J., M. Simoneau, N. La Violette, J. St-Onge et D. Berryman (1996) *Le bassin de la rivière Châteauguay : état de l'écosystème aquatique – Rapport synthèse*. Ministère de l'Environnement du Québec, 50p.

Chevalier, P., D. Proulx, P. Lessard, W.F. Vincent et J. de la Noüe (2000) Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. *J. Appl. Phycol.*, 12 : 105-112

Chorus, I. et J. Bartram (1999) *Toxic cyanobacteria in water; a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E&FN Spon, Londres, 416p.

Chow, C.W.K., M. Drikas, J. House, M.D. Burch et R.M.A. Velzeboer (1999) The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Wat. Res.*, 33 : 3253-3262.

Christoffersen, K. (1996) Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia*, 35(suppl.) : 42-50.

Chu, F.S., X. Huang et R.D. Wei (1990) Enzyme-linked immunosorbent assay for microcystins in blue-green algal blooms. *J. Assoc. Off. Anal. Chem*, 73 : 451-456.

Codd, GA, CJ Ward, KA Beatie et SG Bell (1999) Widening perceptions of the occurrence and significance of cyanobacterial toxins. Dans : Peschek, GA, W Löffelhardt et G Schmetterer, éditeurs, *The phototrophic procaryotes*, Kluwer Academic/PlenumPublishers, pp. : 623-632.

Cooper, JR, FE Bloom et RH Roth (1996) *The biochemical basis of neuropharmacology*, 7e édition, Oxford University Press, 518p.

Coote, D.R. et L.J. Gregorich (2000) *La santé de l'eau; vers une agriculture durable au Canada*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, 185p.

Degrémont (1989) *Mémento technique de l'eau*. Degrémont, Paris, volume 1 et volume 2, 1459p.

del Giorgio et Y Prairie (1994) *Brome lake project, final report*. Préparé pour la ville de Lac Brome, département des Sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, 30p. + annexes.

Delisle, F., S. Gariépy et Y. Bédard (1997) *Bassin versant de la rivière L'Assomption : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau*. Ministère de l'Environnement du Québec, Saint-Laurent Vision 2000, 110 p.

Desikachary, T.V (1959) *Cyanophyta*. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi. 686 p.

Desjardins, R. (1990) *Le traitement des eaux*. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 304p.

Dillenberg, H.O. et M.K. Dehnel (1960) Toxic bloom in Saskatchewan, 1959. *Can. Med. Assoc. J.*, 83 : 1151-1154.

Domingos, P., T.K. Rubim, R.J.R. Molica, S.M.F.O. Azevedo et W.W. Carmichael (1999) First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. Environmental Toxicology, 14 : 31-35.

Duy, N., P.K.S. Lam, G.R. Shaw et D.W. Connell (2000) Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 163 : 113-186.

Eaglesham, G.K., R.L. Norris, G.R. Shaw, M.J. Smith, R.K. Chiswell, B.C. Davis, G.R. Neville, A.A. Seawright et M.R. Moore (1999) Use of HPLC-MS/MS to monitor cylindrospermopsin, a blue-green algal toxin for public health purposes. *Environ. Toxicol*, 14 : 151-154.

Environnement Canada (2000) Données climatiques pour le Québec : http://www.qc.ec.gc.ca/atmos/

Eriksson, J.E., L. Grönberg, S. Nygard, J.P, Slotte et J.A.O. Meriluoto (1990) Hepatocellular uptake of ^{3}H-dihydromicrocystin-LR, a cyclic peptide toxin. *Biochim. Biophys. Acta*, 1025 : 60-66.

Eynard, F., K. Mez et J.-L. Walther (2000) Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia) *Wat. Res.*, 34 : 2979-2988.

Falconer, I.R. (1991) Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 6 : 177-184.

Falconer, I.R. (1996) Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*, 335 : 6-11.

Falconer, I.R. (1999) An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobaceria) in drinking and recreational water. *Environ. Toxicol.*, 14 : 5-12.

Falconer, I.R., M. Dornbusch, G. Moran et S.K. Yeung (1992) Effect of the cyanobacterial (blue-green algal) toxins from *Microcystis aeruginosa* on isolated enterocystes from the chicken small intestine. *Toxicon*, 30 : 790-793.

Falconer, I.R., M.D. Burch, D.A. Steffensen, M. Choice et O.R. Coverdale (1994) Toxicity of the blue green-alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury risk assessment. *Environ. Toxicol. Water Qual*, 9 : 131-139.

Falconer, I.R. et A. R. Humpage (1996) Tumour promotion by cyanobacterial toxins. *Phycologia*, 35 : 74-79.

Falconer, I.R., S.J. Hardy, A.R. Humpage, S.M. Froscio, G.J. Tozer et P.R. Hawkins (1999) Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Cylindrospermopsis raciborskii* in male Swiss albino mice. *Environ. Toxicol.*, 14 : 143-150.

Fastner, J., M. Erhard, W.W. Carmichael, F.Sun, K.L. Rinehart, H. Rönicke et I. Chorus (1999) Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Arch. Hydrobiol.*, 145 : 147-163.

Fawell, J.K., R.E. Mitchel, D.J. Everett et R.E. Hill (1999a) The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse : I- Anatoxin-a. *Hum. Exp. Toxicol.*, 18 : 162-167.

Fawell, J.K., R.E. Mitchel, D.J. Everett et R.E. Hill (1999b) The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse : II- Microcystin-LR. *Hum. Exp. Toxicol.*, 18 : 168-173.

Fitzgeorge, R.B., S.A. Clark et C.W. Keevil (1994) Routes of intoxication. Dans : Codd, G.A., T.M. Jefferson, C.W. Keevil et C. Potter (éds), *Detection Methods for Cyanobacterial Toxins*. Royal Society of Chemistry, Londres, pp. : 69-74.

Fitzgerald, D.J., D.A. Cunliffe et M.D. Burch (1999) Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia (1999) *Environ. Toxicol.*, 14 : 203-209.

Frazier, K., B. Colvin, E. Styer et G. Hullinger (1998) Microcystin toxicosis in cattle due to overgrowth of blue-green algae. *Vet. Human Toxicol.*, 40 : 23-24.

Fromme, H., A. Kohler, R. Krause et D. Fuhrling (2000) Occurrence of cyanobacterial toxins – microcystins and anatoxin-a – in Berlin water bodies with implications to human health and regulation. *Environ. Toxicol.*, 15 : 120-130.

Gangbazo, G (2000) Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières. *Vecteur environnement*, 33(2) : 42-49.

Gagnon, C. (1996) *Modélisation du dosage d'alun de l'usine de traitement de l'eau potable de Sainte-Foy par réseaux de neurones*. Mémoire de maîtrise, Faculté des études supérieures, Université Laval, 88p. + annexes.

Gilroy, D.J., K.W. Kauffman, R.A. Hall, X. Huang et F.S. Chu (2000) Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements. *Environ. Health Perspect.*, 108 : 435-439.

Gratton, L, et C. Dubreuil (1990) *Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent.* Ministère de l'Environnement du Québec, ministère de l'environnement du Canada (Environnement Canada) et Plan d'action Saint-Laurent, 55p.

Hamilton, P.B. 1990. The revised edition of a computerized plankton counter for phytoplankton, periphyton and sediment diatom analysis. *Hydrobiologia*, 194 : 23-30.

Hamilton, PB et M. Poulin (2001) Identification et dénombrement de cyanobactéries de différents réservoirs et bassins d'eau douce du Québec. Division de la recherche, Musée Canadien de la Nature, Ottawa, 32p.

Harada, K.-I., M. Suzuki, A.M. Dahlem, V.R. Beasley, W.W. Carmichael et K.L. Rinehart (1988) Improved method for purification of toxic peptides produced by cyanobacteria. *Toxicon.*, 26 : 433-439.

Hasle, G.R. (1978) *Using the inverted microscope*. In : *Plankton Manual*, A. Sournia (Ed.). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris. pp. 191-196.

Heinrich, D. et M. Hergt (1993) *Atlas de l'écologie*. Le Livre de Poche, 286p.

Heinze, R. (1999) Toxicity of the cyanobacterial toxin microcystin-LR to rats after 28 days intake with drinking water. *Environ. Toxicol.*, 14 : 57-60.

Himberg, K., A.M. Keijola, L. Hiisvirta, H. Pyysalo et K. Sivonen (1989) The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyabobacteria; a laboratory study. *Wat. Res.*, 23 : 979-984.

Hitzfeld, B.C., S.J. Höger et D.P. Dietrich (2000) Cyanobacterial toxins : removal during water treatment, and human risk assessment. *Environ. Health Perspect.*, 108(suppl.) : 113-122.

Hooser, S.B., V.R. Beasly, E.J. Basgall, W.W. Carmichael et W.M. Haschek (1990) Microcystin-LR induced ultrastructural changes in rats. *Vet. Pathol.*, 27 : 9-15.

Hüber-Pestalozzi, G. (1938) *Das phytoplankton des Süßwassers Systematik und Biologie. Teil 1.* Blaualgen. Bakterien. Pilze. Dans : *Die Binnengewässer Band 16.* H.J. Elster and W. Ohle (Eds.). Stuttgart. 342 pp.

Hudon, C. (2000) Phytoplancton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Québec, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57(suppl.) : 16-30.

Jacoby, J.M., D.C. Collier, E.B. Welch, F.J. Hardy et M. Crayton (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 : 231-240.

Jackson, ARB, A McInnes, IR Falconer et MTC Runnegar (1984) Clinical and pathological chaanges in sheep experimentally poisoned by blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. Veterinary Pathology, 21 : 102-113.

Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E.M. Holmes, M.B. Antunes, de M. D.A. Fihlho, T.M. Lyra, V.S.T. Barreto, S.M.F.O. Azevedo et W.R. Jarvis (1998) Liver failure and death after exposure to microcytins at a hemodialysis center in Brazil. *N. Eng. J. Med.*, 338 : 873-878.

Jones, G.J., W. Minatol, K. Craig et R. Taylor (1993) Removal of low level cyanobacterial peptide toxins from drinking water using powdered and granular activated carbon and chlorination; results of laboratory and pilot plant studies. *Proceedings of the Fifteenth federal convention of Australian Water and Wastewater Association*, 2 : 339-346.

Jones, G.J. et P.T. Orr (1994) Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Wat. Res.*, 28 : 871-876.

Kaebernick, M., B.A. Neilan, T. Börner et E. Dittmann (2000) Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster. *Appl. Env. Microbiol.*, 66 : 3387-3392.

Keleti, G, JL Sykora, EC Lippy et MA Shapiro (1979) Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (cyanobacteria). *Applied and Environmental Microbiology*, 38 : 471-477.

Kenefick, S.L., S.E. Hrudey, E.E. Prepas, N. Motkosky et H.G. Peterson (1992) Odorous substances and cyanobacterial toxins in prairie drinking water sources. *Wat. Sci. Tech.*, 25 : 147-154.

Komárek, J. (1991) A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Algol. Stud.* 9 : 450-481.

Komárek, J. et K. Anagnostidis (1989) Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4. Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 82 : 247-345.

Komárek, J. et B. Fott. (1983) *Das phytoplankton des Süßwassers Systematik und Biologie. Teil 7. Chlorophyceae* (Grünalgen) Ordnung : Chlorococcales. Dans : *Die Binnengewässer Band 16.* H.J. Elster and W. Ohle (Eds.). Stuttgart. 1044 pp.

Komárek, J. et F. Hindák (1988) Taxonomic review of natural populations of the cyanophytes from the *Gomphosphaeria*-complex. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 80 : 203-225.

Kotak, B.G., S.L. Kenefick, D.L. Fritz, C.G. Rousseaux, E.E. Prepas et S.E. Hrudey (1993) Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts. *Wat. Res.*, 27 : 495-506

Kotak, B.G., A.K.-Y. Lam, E.E. Prepas et S.E. Hrudey (2000) Rôle of chemical and physical variables in regulating microcystin-LR concentration in phytoplankton of eutrophic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 : 1584-1593.

Kotak, B.G., R.W. Zurawell, E.E. Prepas et C.F.B. Holmes (1996) Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 53 : 1974-1985.

Lahti, K., J. Rapala, M. Färdig, M. Niemelä et K. Sivonen (1997) Persistence of cyanobacterial hepatoxin, microcystin-LR, in particulate material and dissolved in lake water. *Wat. Res.*, 31 : 1005-1012.

Lam, P.K.S., M. Yang et M.H.W. Lam (2000) Toxicology and evaluation of microcystins. *Ther. Drug Monitor.*, 22 :69-72.

Lambert, T.W., M.P. Boland, C.F.B. Holmes et S.E. Hrudey (1994a) Quantitation of the microcystin hepatoxins in water at environmentally relevant concentrations with the protein phosphatase bioassay. *Environ. Sci. Technol.*, 28 : 753-755.

Lambert, T.W., C.F.B. Holmes et S.E. Hrudey (1994b) Microcystin class of toxins : health effects and safety of drinking water supplies. *Environ. Rev.*, 2 : 167-186.

Lambert, T.W., C.F.B. Holmes et S.E. Hrudey (1996) Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Wat. Res.*, 30 : 1411-1422.

Lamoureux, G. (1987) *Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières*. Le Groupe Fleurbec (Québec), 400p.

Lawton, L.A., B.J.P.A. Cornish et A.W.R. MacDonald (1998) Removal of cyanobacterial toxins (microcystins) and cyanobacterial cells from drinking water using domestic water filters. *Wat. Res.*, 32 : 633-638.

Lee, R.E. (1999) *Phycology*. Cambridge University Press, 614p.

Lippy, EC et J Erb (1976) Gastrointestinal illness at Sewickley, Pa. *Journal of American Water Works Association*, 68 : 606-610.

Long, B.M., G.J. Jones et P.T. Orr (2001) Cellular microcystin content in N-limited *Microcytis aeruginosa* can be predicted from growth rate. *Appl. Microbiol. Microbiol.*, 67 : 278-283.

Lund, J.W.G., Kipling, C. et E.D. LeCren (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimating counting. *Hydrobiologia* 11 : 143-170.

Masschelein, W.J. (1991) *Ozone et ozonation des eaux*. Éditions Lavoisier Tec & Doc, 385p.

Meriluoto, J., A.-S. Harmala-Brasken, J. Eriksson, D. Toivola et T. Lindholm (1996) Choosing analytical strategy for microcystins. *Phycologia*, 35 : 125-132.

Mikheyskaya, LV, RG Ovodova et S. Yu (1977) Isolsation and characterizatioin of lipopolysaccharides from cell walls of blue-green algae of the genus *Phormidium*. *Journal of Bacteriology*, 130 : 1-3.

Nagata, S., T. Tsutusmi, F. Yoshida et Y. Ueno (1999) A new type sandwich immunoasssay for microcystin : production of monoclonal antibodies specific to the immune complex formed by microcystin and an anti-microcystin monoclonal antibody. *Natural Toxins*, 7 : 49-55

Nishiwaki-Matsushima, R., T. Ohta, S. Nishiwaki, M. Suganuma, K. Kohayama, T. Ishikawa, W.W. Carmichael et H. Fujiki (1992) Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J. Can. Res. Clin. Oncol.*, 118 : 420-424.

Paerl, H.W. et D.F. Millie (1996) Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia*, 35(suppl) : 160-167.

Paquet, S., V. Jarry et C. Hudon (1998) Phytoplancton species composition in the St-Lawrence River. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26 : 1095-1105.

Park, H.-D., B. Kim, E. Kim et T. Okino (1998) Hepatotoxic microcystins and neurotoxic anatoxin-a in cyanobactgerial blooms from korean lakes. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 13 : 225-234.

Pilotto, L.S., R.M. Douglas, M.D. Burch, S. Cameron, M. Beers, G.J. Rouch, P. Robinson, M. Kirk, C. Cowie, S. Hardiman, C. Moore et R.G. Attewell (1997) Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water activities. *Aust. New Zeal. J. Public Health*, 21 : 562-566.

Pilotto, LS, EV Kilewer et RD Davies (1999) Cyanobacterial (blue-green algae) contamination in drinking water and perinatal outcomes. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 23 : 154-158.

Poon, G.K., L.J. Griggs, C. Edwards, K.A. Beattie et G.A. Codd (1993) Liquid chromatography-electrospray ionization-mass spectrometry of cyanobacterial toxins. *J. Chromatogr.*, 628 : 215-233.

Poulin, M., P.B. Hamilton et M. Proulx (1995) Catalogue des algues d'eau douce du Québec, Canada. *The Canadian Field Naturalist*, 109 : 27-110.

Prairie, Y.T., C. de Montigny et P.A. Del Giorgio (2001) Anaerobic phosphorus release from sediments : a paradigm revisited? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, sous presse.

Prairie, Y. et A. Soucisse (1999) *Rapport sur le suivi de la qualité des eaux 1999*. Université du Québec à Montréal, 112p. Préparé pour le Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et des cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la rivière saint-François (Sherbrooke).

Prepas, E.E., B.G. Kotak, L.M. Campbell, J.C. Evans, S.E. Hrudney et C.F.B. Holmes (1997) Accumulation and elimination of cyanobacterial hepatotoxins by the freshwater clam *Anodonta grandis simpsoniana*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54 : 41-46.

Prescott, Harley et Klein (1995) *Microbiology*. De Boeck-Wesmael, 1014p.

Prescott, G.W. (1962) *Algae of the western Great Lakes area, with an illustrated key to the genera of desmids and freshwater diatoms.* Wm.C. Brown Company, Dubuque. 977 pp.

Primeau, S. (1999) Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979 à 1997. Dans : ministère de l'Environnement du Québec, (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, 70p. + annexes.

Primeau, S., N. La Violette, J, St-Onge et D. Berryman (1999) Le bassin de la rivière Yamaska : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement. Dans : ministère de l'Environnement du Québec, (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique*, 52p. + annexes.

Provencher, L., M. Kyriacos et J.-F. Demers (1989) *Les oxydants dans le traitement de l'eau potable : revue bibliographique*. Laboratoires des Techniques de l'Eau Inc, (Lachine, Québec) et ministère de l'Environnement du Québec, 239p.

Rapala, J. et K. Sivonen (1998) Assesssment of environmental conditions that favor hepatotoxic and neurotoxic *Anabaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Micro. Ecol.*, 36 : 181-192.

Rashidan, KK et DF Bird (2001) Rôle of predatory bacteria in the termination of a cyanobacterial bloom. Microbial Ecology, 41 : 97-105.

Repavich, W.M., W.C. Sonzogni, J.H. Stanbridge, R.E. Wedepohl et L.F. Meisner (1990) Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters : acute and chronic toxicity. *Water Res.*, 24 : 225-231.

Rinehart, K.L., K.I. Harada, M. Namikoshi, C. Chen, C.A. Harvis, M.H.G. Munro, J.W. Blunt, P.E. Mulligan, V.R. Beasley, A.M. Dahmem et W.W. Carmichael (1988) Nodularin, microcystin and the configuration of Adda. *J. Am. Chem. Soc.*, 110 : 8557-8558.

Rinehart, K.L., M. Namikoshi et B.W. Chot (1994) Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *J. Appl. Phycol.*, 6 : 159-176.

Rivasseau, C., S. Martins et M.-C. Hennion (1998) Determination of some physicochemical parameters of microcystins (cyanobacterial toxins) and trace level analysis in environmental samples using liquid chromatography. *J. Chromatogr. A*, 799 : 155-169.

Santé Canada (1996) Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 6^{e} édition. ministère de la Santé, gouvernement du Canada, 102p.

Santé Canada (1998) *Les toxines cyanobactériennes : les microcystines dans l'eau potable* (document de consultation publique). Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable. Document accessible en format PDF à : http://www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/dpc.htm

Santé Canada (1999a) *Des toxines pourraient être présentes dans des produits contenant des algues bleu-vert.* Document acccessible en format PDF à : http://www.hc-sc.gc.ca/ francais/archives/mises_garde/99_69f.htm

Santé Canada (1999b) *Les algues bleu-vert.* http://www.hc-sc.gc.ca/francais/archives/ mises_garde/99_69fbk.htm

Seawright, A.A., C.C. Nolan, G.R. Shaw, R.K. Chiswell, R.L. Norris, M.R. Moore et M.J. Smith (1999) The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environ. Toxicol.*, 14 : 135-142.

Sherlock, I.R., K.J. James, F.B. Caudwell et C. MacKintosh (1998) First identification of microcystins in Irish lakes aided by a new derivatisation procedure for electrospray mass spectrometric analysis. Nat. Toxins, 5 : 247-254.

Simoneau, M. (1996) *Qualité des eaux du bassin de la rivière Châteauguay. 1979 à 1994.* ministère de l'Environnement du Québec, 82p. + annexes.

Sivonen, K. (1990) Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56 : 2658-2666.

Smith, G.M. (1950) *The fresh-water algae of the United States.* McGraw-Hill, New York. 719 pp.

Smith, V.H. (1983) Low nitrogen to phosphorus ratios favor diminance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221 : 669-671.

Stevens, D.K. et R.I. Krieger (1991) Stability studies on the cyanobacterial nicotonic alkaloid anatoxin-a. *Toxicon*, 29 : 167-179.

Tandeau de Marsac, N. (1991) Les cyanobactéries et l'adaptation à l'environnement, héritage d'un long passsé. *Ann. Inst. Pasteur/actualités*, 2 : 105-127.

Tang, E.P.Y., R. Tremblay et W.F. Vincent (1997) Cyanobacterial dominance of polar freshwater ecosystems : are high-latitude mat-formers adapted to low temperature? *J. Phycol.*, 33 : 171-181.

Tencalla, F. et D. Dietrich (1997) Biochemical characterization of microcystin toxicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicon*, 35 : 583-595.

Tsuji, K., S. Setsuda, T. Watanuki, F. Kondo, H. Nakazawa, M. Suzuki et K.-I. Harada (1996) Microcystin levels during 1992-95 for lakes Sagami and Tsukui-Japan. Natural Toxins, 4 : 189-194.

Tsuji, K., T. Watanuki, F. Kondo, M.F. Watanabe, S. Suzuki, H. Nakaza, M. Suzuki, H. Uchida et K.I. Harad (1995) Stability of microcystins from cyanobacteria. II : effects of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon.*, 33 : 1619-1631.

Turner, P.C., A.J. Gammie, K. Hollonrake et G.A. Codd (1990) Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Brit. Med. J.*, 300 : 1440-1441.

Ueno, Y., S. Nagata, T. Tsutssumi, A. Hasegawa, M.F. watanabe, H.D. Park, G.C. Chen et S. Z. Yu (1996) Detection of microcystins, a blue-green algal, hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic aeras of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis*, 17 : 1317-1321.

Van den Hoek, D.G. Mann et H.M. Jahns (1995) *Algae : an Introduction to Phycology.* Cambridge University Press, 623p.

Vasconcelos, V.M., K. Sivonen, W.R. Evans. W.W. Carmichael et M. Namihoshi (1996) Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in portuguese freshwaters. *Wat. Res.*, 30 : 2377-2384

Venrick, E.L. (1978) *How many cells to count?* Dans : *Phytoplankton Manual*, A. Sournia (Ed.). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, pp. 167-180.

Vezie, C., L. Brient, K. Sivonen, G. Bertu, J.-C. Lefeuvre et M. Salkinoja-Salonen (1997) Occurrence of microcystin-containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). *Archiv. Hydrobiol.*, 139 : 401-413.

Watanabe, M.M. et S. Oishi (1985) Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. *Appl. Env. Microbiol.*, 49 : 1342-1344.

Watanabe, M.M., K. Kunimitsu et N. Takamura (1992) Fate if the toxic heptapeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (cyanobacteria) in a hypertrophic lake. *J. Phycol.*, 28 : 761-767.

Weckesser, J, A Katz, G Drews, H Mayer et I Fromme (1974) Lipopolysaccharides containing L-acofriose in the filamentous blue-green algae *Anabaena variabilis*. *Journal of Bacteriology*, 120 : 672-678.

Weise, G, G Drews, B Jann et K Jann (1970) Identification and analysis of a lipopolysaccharide in cell walls of the blue-green algae *Anacystis nidulans*. i, 71 : 89-98.

WHO (1998a) *Guidelines for safe recreational water environments : coastal and freshwaters.* World Health Organization (document pour consultation publique), 283p. Accessible sur l'internet à : www.oms.ch/water_sanitation_health/Recreational_water/eosdraft9814.htm

WHO (1998b) Guidelines for drinking-water quality, 2^{e} édition. Volume 2, *Health Criteria and other supporting information*; addendum au Volume 2. World Health Oranization, 283p.

Wirsing, B., L. Hoffmann, R. Heinze, D. Klein, D. Daloze, J.-C. Braekman et J. Weckesser (1998) First report on the identification of microcystin in a water bloom collected in Belgium. *System. Appl. Microbiol.*, 21 : 23-27.

Yoo, R.S., W.W. Carmichael, R. C. Hoehn, S.H. Hrudey (1995) *Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins : A Ressource Guide*. American Water Works Association, 229p.

ANNEXES

ANNEXE 1 : PHOTOGRAPHIES

Photographie 1. Importante prolifération de cyanobactéries avec présence d'écume (Yamaska Nord, réservoir Lemieux, ville de Granby, 28 août).

Photographie 2. Macrophotographie de l'écume séchant sous l'effet du soleil (Yamaska Nord, réservoir Lemieux, ville de Granby, 28 août).

⇒

Photographie 3.
La rivière de l'Achigan près de la prise d'eau de la municipalité de L'Épiphanie (24 juillet).

⇐

Photographie 4.
Utilisation agricole du rivage de la rivière de l'Achigan 1,5 km en amont de la prise d'eau de la municipalité de L'Épiphanie (24 juillet).

⇒

Photographie 5.
Important développement végétal dans la zone du marais submergé dans le bassin de Sainte-Martine, notamment composé d'élodée du Canada (*Elodea canadensis*), de myriophylle de Sibérie (*Myriophyllum sibiricum*) ainsi que de mousses aquatiques et d'algues non identifiées (16 août).

⇐

Photographie 6.
Importante croissance de la lentille aquatique (Lemna minor) dans la rivière des Anglais près de Howick (16 août).

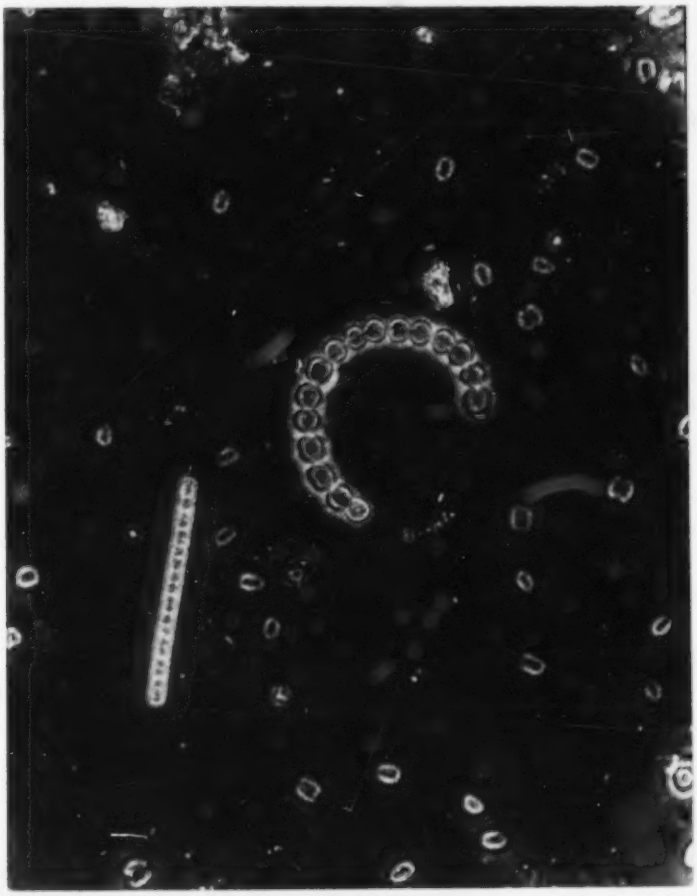
Photographie 7. Prolifération avec écume à l'exutoire du Lac Brome (19 septembre).

⇓

⇐

Photographie 8.
Prolifération avec écume dans la rivière Yamaska près de la prise d'eau de la municipalité de Bromont (19 septembre)

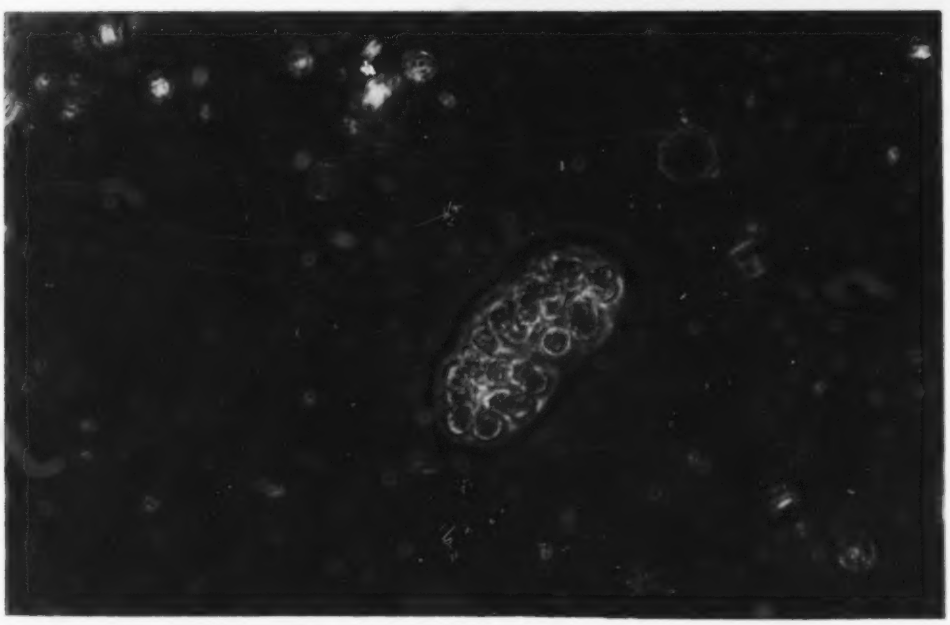
⇒



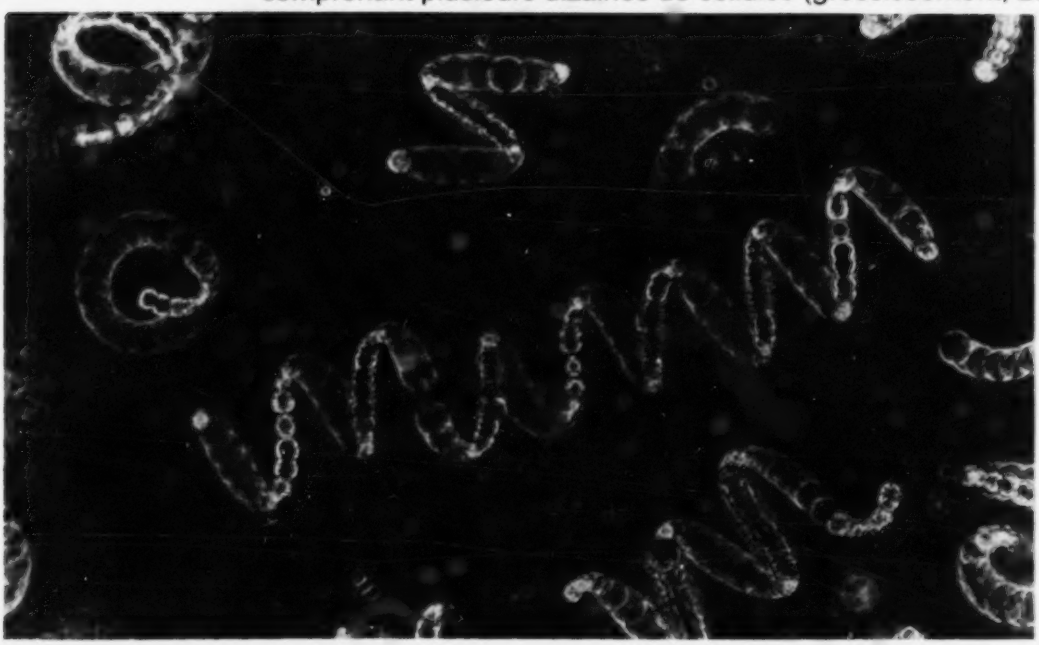
Photographie 9.
Anabaena lemmermannii (secteur Bromont); filament incurvé comprenant une quinzaine de cellules (diamètre d'une cellule ≈ 6 µm; grossissement, 1 500).

Photographie 10.
Microcystis wesenbergii (secteur Bromont); colonie de quelques dizaines de cellules enveloppée d'une gaine de mucilage (diamètre d'une cellule ≈ 7,5µm; grossissement, 1 500).

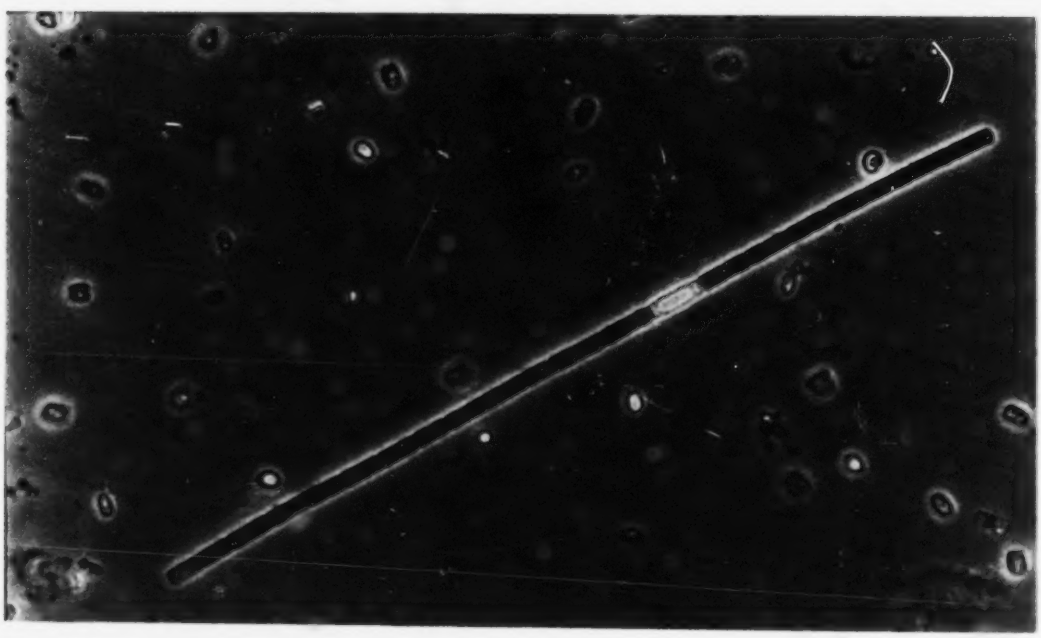
⇓



Photographie 11. *Anabaena spiroides* var *crassa* (lac Waterloo); filament spiralé comprenant plusieurs dizaines de cellules (grossissement, 250).



Photographie 12. *Aphanizomenon flos-aquae* (réservoir Choinière); filament droit comprenant représentant une seule cellule (diamètre d'une cellule ≈ 3,7 µm; grossissement, 1 500).



ANNEXE 2 : COORDONNÉES DES USINES DE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE

Acton Vale :

Service du traitement des eaux
1025, rue Boulay
Acton Vale J0H 1A0
Téléphone : (450) 546-2585; télécopieur : (450) 546-0432

Bromont :

Usine de filtration
1400, Pierre Laporte
Bromont J2L 2W5
Téléphone : (450) 534-2552; télécopieur : (450) 534-0585

Cowansville :

Usine de filtration
120, boulevard Désourdy
Cowansville J2K 2H9
Téléphone : (450) 263-4134; télécopieur : (450) 263-6929

Crabtree :

410, 1ère avenue
Crabtree
Téléphone : (450) 754-2525; télécopieur (450) 754-2525

Farnham :

Usine de filtration
777, rue Principale
Farnham J2N 1M2
Téléphone : (450) 293-4320; télécopieur (450) 293-2989

Granby :

Centrale de traitement d'eau
91, rue Robitaille
Granby J2G 8C7
Téléphone : (450) 776-8346-47; télécopieur : (450) 776-8348

Joliette :

Station de traitement d'eau
351, rue De Lanaudière
Joliette J6E 3A7
Téléphone : (450) 753-8118/8119; télécopieur (450) 753-8199

L'Assomption :

Centre de traitement d'eau
399, rue Dorval
L'Assomption J5W 1A1
Téléphone : (450) 589-5671; télécopieur (450) 589-4512

L'Épiphanie :

Centrale de filtration
900, rang Haut L'Achigan Nord
L'Épiphanie J5X 1A1
Téléphone : (450) 588-2210; télécopieur : (450) 588-6171

Repentigny :

Station de purification
535, rue de la Traverse
Repentigny J6A 2B6
Téléphone : (450) 654-2369; télécopieur : (450) 654-2373

St-Hyacinthe :

Usine de filtration
3190, rue Girouard Ouest
Saint-Hyacinthe J2S 3C1
Téléphone : (450) 778-8373; télécopieur : (450) 778-8419

ANNEXE 3 : RÉSULTATS BRUTS DE L'IDENTIFICATION ET DE L'ÉNUMÉRATION DES CYANOBACTÉRIES POUR NEUF STATIONS DU BASSIN DE LA YAMASKA (23 ÉCHANTILLONS)

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Anabaena cf. lemmermannii*	11654	1 015
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Anabaena flos-aquae*	6535	1 277
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Anabaena spiroides var. crassa*	5303	1 080
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Aphanizomenon issatschenkoi*	781	23
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Microcystis aeruginosa*	237846	11 348
St. Hyacinthe	26-07	Y2	*Microcystis wesenbergii*	83456	6 505
Somme				**345 575**	**21 249**
Lieu	Date	Station	Espèces	Celllules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Anabaena flos-aquae*	628	74
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Anabaena lemmermannii*	1080	148
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Aphaniomenon issatschenkoi*	435	29
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Microcystis aeruginosa*	65700	3 350
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Microcystis wesenbergii*	5472	380
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Woronichinia cf. naegeliana*	5668	127
St Hyacinthe	14-08	Y2	*Woronichinia naegeliana*	1923	25
Somme				**80 906**	**4 135**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	14-08	Y11	*Anabaena flos-aquae*	3708	305
Lac Brome	14-08	Y11	*Anabaena lemmermannii*	1449	237
Lac Brome	14-08	Y11	*Anabaena planktonica*	6299	3 010
Lac Brome	14-08	Y11	*Aphanizomenon flos-aquae*	5360	250
Lac Brome	14-08	Y11	*Lyngbya birgei*	6817	2 314
Lac Brome	14-08	Y11	*Microcystis cf. flos-aquae*	1457	84
Lac Brome	14-08	Y11	*Microcystis flos-aquae(f.n.c.)*[21]	1296	89
Lac Brome	14-08	Y11	*Microcystis wesenbergii*	39	4
Lac Brome	14-08	Y11	*Phormidium sp.12*	25125	909
Lac Brome	14-08	Y11	*Picoplankton species*	218939	171
Lac Brome	14-08	Y11	*Pseudoanabaena spp.*	2591	29
Lac Brome	14-08	Y11	*Woronichinia naegeliana*	7781	191
Lac Brome	14-08	Y11	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	351000	9 009
Somme				**631 861**	**16 608**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	14-08	Y10	*Anabaena lemmermannii*	5052	464
Lac Brome	14-08	Y10	*Anabaena planktonica*	2142	574
Lac Brome	14-08	Y10	*Anabaena spiroides var. crassa*	5441	1 812
Lac Brome	14-08	Y10	*Aphanizomenon flos-aquae*	6639	266
Lac Brome	14-08	Y10	*Lyngbya birgei*	324	205
Lac Brome	14-08	Y10	*Microcystis sp. (f.n.c.)*	324	11
Lac Brome	14-08	Y10	*Phormidium sp.12*	9141	424
Lac Brome	14-08	Y10	*Phormidium splendidum*	470	19
Lac Brome	14-08	Y10	*Picoplankton species*	43399	27
Lac Brome	14-08	Y10	*Pseudanabaena limnetica*	785	8
Lac Brome	14-08	Y10	*Woronichinia cf. naegeliana*	56000	971
Somme				**129 717**	**4 786**

[21] F.n.c.: formes non coloniales (cellules isolées)

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Bromont	15-08	Y13	*Anabaena lemmermannii*	587	38
Bromont	15-08	Y13	*Anabaena planktonica*	1142	306
Bromont	15-08	Y13	*Anabaena spiroides var. crassa*	154	30
Bromont	15-08	Y13	*Aphanizomenon flos-aquae*	486	46
Bromont	15-08	Y13	*Microcystis wesenbergii*	4	0
Bromont	15-08	Y13	*Phormidium sp.12*	2243	136
Bromont	15-08	Y13	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	99300	1 862
Somme				**103 916**	**2 420**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Anabaena cf. flos-aquae*	6477	975
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Anabaena planktonica*	19756	7 292
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Anabaena spiroides var. crassa*	112871	25 943
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Aphanizomenon flos-aquae*	6558	400
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Microcystis cf. flos-aquae (f.n.c.)*	537000	41 846
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Pseudoanabaena species*	10526	79
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Woronichinia naegeliana*	9230	141
Lac Waterloo	15-08	Y15	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	205000	3 007
Somme				**907 418**	**79 686**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Anabaena lemmermannii*	6477	986
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Anabaena planktonica*	6963	3 756
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Anabaena spiroides var. crassa*	184933	59 466
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Aphanizomenon flos-aquae*	2348	119
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Microcystis cf. flos-aquae (single*	213000	19 605
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Microcystis cf. flos-aquae*	4210	756
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Woronichinia naegeliana*	3482	122
Lac Waterloo	15-08	L15-Y14	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	115000	2 817
Somme				**536 413**	**87 630**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Anabaena lemmermannii*	137	22
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Anabaena planktonica*	6	2
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Anabaena spiroides var. crassa*	325	226
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Aphanizomenon flos-aquae*	2123	131
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Aphanizomenon issatscchenkoi*	30	2
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Microcystis cf. flos-aquae*	188	10
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Microcystis cf. flos-aquae (f.n.c.)*	486	28
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Woronichinia naegeliana*	1943	45
Rés.Choiniere	15-08	Y16	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	34300	801
Somme				**39 538**	**1 271**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Sortie Lemieux	15-08	Y19	*Anabaena spiroides var. crassa*	472	254
Sortie Lemieux	15-08	Y19	*Aphanizomenon flos-aquae*	258156	15 272
Sortie Lemieux	15-08	Y19	*Microcystis (single cells)*	8421	326
Sortie Lemieux	15-08	Y19	*Microcystis aeruginosa identified*	1162	33
Sortie Lemieux	15-08	Y19	*Woronichinia naegeliana*	97800	2 411
Somme				**366 011**	**18 299**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Anabaena lemmermannii*	198	3
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Anabaena planktonica*	187	8
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Anabaena spiroides var. crassa*	1248	735
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Aphanizomenon flos-aquae*	187	1
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Aphanizomenon issatschenkoi*	40	0
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Merismopedia elegans*	75	0
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Merismopedia tenuissima*	32	0
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Microcystis spp.*	127	0
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Woronichinia naegeliana*	318	1 237
Entr. Lemieux	28-08	Y18	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	254338	4 861
Somme				**256 750**	**6 968**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
SortieLemieux	28-08	Y19	*Anabaena lemmermannii*	81	1
SortieLemieux	28-08	Y19	*Anabaena planctonica .*	416	149
SortieLemieux	28-08	Y19	*Anabaena spiroides var. crassa*	14783	7 064
SortieLemieux	28-08	Y19	*Aphanizomenon flos-aquae*	1749576	97 947
SortieLemieux	28-08	Y19	*Microcystis aeruginosa*	891	2
SortieLemieux	28-08	Y19	*Microcystis aeruginosa*	9392	391
SortieLemieux	28-08	Y19	*Woronichinia naegeliana*	40126	972
SortieLemieux	28-08	Y19	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	74815	1 995
Somme				**1 890 080**	**108 553**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
R. Choinière	28-08	Y16	*Anabaena lemmermannii*	778	158
R. Choinière	28-08	Y16	*Anabaena spiroides var. crassa*	693	239
R. Choinière	28-08	Y16	*Aphanizomenon cf. flos-aquae*	3158	182
R. Choinière	28-08	Y16	*Aphanizomenon issatschenkoi*	198	1
R. Choinière	28-08	Y16	*Pseudoanabaena species*	94	0
R. Choinière	28-08	Y16	*Woronichinia naegeliana*	5868	173
R. Choinière	28-08	Y16	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	71738	1 859
Somme				**82 527**	**2 627**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Anabaena flos-aquae*	636	8
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Anabaena planctonica*	113	2
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Anabaena spiroides var. crassa*	1352	376
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Aphanizomenon flos-aquae*	259	1
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Microcystis aeruginosa*	147687	14 321
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Pseudoanabaena species*	211	0
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Snowella lacustris*	1145	0
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Woronichinia naegeliana*	785	0
Lac Waterloo	28-08	Y15	*Woronichinia naegeliana (f.n.c.)*	44209	1 110
Somme				**196 398**	**15 952**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Anabaena flos-aquae*	416	8
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Anabaena spiroides var.*	97	2
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Aphanizomenon flos-aquae*	94	0
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Microcystis aeruginosa*	245984	23 852
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Microcystis aeruginosa*	252	2
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Microcystis wesenbergii*	94	1
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Picoplankton species*	810	0
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Woronichinia naegeliana*	214	0
Lac Waterloo	28-08	Y14	*Woronichinia naegeliana*	19918	587
Somme				**267 879**	**24 594**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	28-08	Y10	*Anabaena cf. flos-aquae*	12	1
Lac Brome	28-08	Y10	*Anabaena planctonica*	1591	607
Lac Brome	28-08	Y10	*Aphanizomenon flos-aquae*	352	16
Lac Brome	28-08	Y10	*Aphanizomenon*	116	2
Lac Brome	28-08	Y10	*Lyngbya birgei*	214	239
Lac Brome	28-08	Y10	*Phormidium sp12*	3073	266
Lac Brome	28-08	Y10	*Picoplankton species*	702	2
Lac Brome	28-08	Y10	*Woronichinia naegeliana*	436	10
Lac Brome	28-08	Y10	*Woronichinia naegeliana*	92251	1831
Somme				**98 747**	**2 977**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	28-08	Y11	*Anabaena cf. flos-aquae*	5441	615
Lac Brome	28-08	Y11	*Anabaena planctonica*	12712	3 408
Lac Brome	28-08	Y11	*Aphanizomenon flos-aquae*	2461	151
Lac Brome	28-08	Y11	*Lyngbya birgei*	10704	5 599
Lac Brome	28-08	Y11	*Merismopedia glauca*	130	2
Lac Brome	28-08	Y11	*Merismopedia tenuissima*	389	0
Lac Brome	28-08	Y11	*Phormidium sp.12*	21732	1 057
Lac Brome	28-08	Y11	*Picoplankton species*	453	0
Lac Brome	28-08	Y11	*Pseudoanabaena species*	1376	0
Lac Brome	28-08	Y11	*Woronichinia naegeliana*	9992	226
Lac Brome	28-08	Y11	*Woronichinia naegeliana*	1347970	30 434
Somme				**1 413 360**	**41 524**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Bromont	28-08	Y13	*Anabaena lemmermannii*	1437	133
Bromont	28-08	Y13	*Anabaena planctonica*	12813	7 547
Bromont	28-08	Y13	*Anabaena species*	486	10
Bromont	28-08	Y13	*Aphanizomenon flos-aquae*	1609	111
Bromont	28-08	Y13	*Microcystis aeruginosa*	405	2
Bromont	28-08	Y13	*Microcystis aeruginosa*	243	1
Bromont	28-08	Y13	*Phormidium sp12*	30525	2 896
Bromont	28-08	Y13	*Pseudoanabaena species*	132	0
Bromont	28-08	Y13	*Snowella lacustris*	1903	3
Bromont	28-08	Y13	*Woronichinia naegeliana*	7682	173
Bromont	28-08	Y13	*Woronichinia naegeliana*	577	1
Bromont	28-08	Y13	*Woronichinia naegeliana*	42144	745
Somme				**99 956**	**11 787**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Farhman	29-08	Y6	*Aphanocapsa species*	16	0
Farhman	29-08	Y6	*Phormidium sp12*	249	1
Farhman	29-08	Y6	*Picoplankton species*	138	0
Farhman	29-08	Y6	*Woronichinia naegeliana*	437	1
Farhman	29-08	Y6	*Woronichinia naegeliana*	80321	1 839
Somme				**81 161**	**1 867**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
R. Choiniere	18-09	Y16	*Anabaena lemmermannii*	24	0
R. Choiniere	18-09	Y16	*Anabaena spiroides var.*	1376	397
R. Choiniere	18-09	Y16	*Aphanizomenon flos-aquae*	1795	120
R. Choiniere	18-09	Y16	*Aphanizomenon*	54	0
R. Choiniere	18-09	Y16	*Microcystis cf. aeruginosa*	1134	3
R. Choiniere	18-09	Y16	*Pseudanabaena limnetica*	159	0
R. Choiniere	18-09	Y16	*Woronichinia naegeliana*	3198	6
R. Choiniere	18-09	Y16	*Woronichinia naegeliana*	64289	1 650
Somme				**72 028**	**2 267**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Anabaena cf. flos-aquae*	4541	595
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Anabaena planctonica*	142	4
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Anabaena spiroides var.*	1380	460
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Aphanizomenon flos-aquae*	648	2
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Microcystis aeruginosa*	81090	7 863
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Picoplankton species*	513	0
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Pseudoanabaena species*	105	0
Lac Waterloo	18-09	Y15	*Woronichinia naegeliana*	12672	302
Somme				**101 089**	**9 283**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Anabaena flos-aquae*	8979	1 545
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Anabaena spiroides var.*	1101	494
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Aphanizomenon flos-aquae*	1927	6
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Merismopedia tenuissima*	648	0
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Microcystis aeruginosa*	99025	8 164
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Pseudoanabaena species*	421	0
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Woronichinia naegeliana*	8	0
Lac Waterloo	18-09	Y14	*Woronichinia naegeliana*	15789	468
Somme				**127 898**	**10 740**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	18-09	Y10	*Anabaena lemmermannii*	283	2
Lac Brome	18-09	Y10	*Anabaena planctonica*	139226	38 741
Lac Brome	18-09	Y10	*Aphanizomenon flos-aquae*	16356	642
Lac Brome	18-09	Y10	*Pseudoanabaena species*	8259	101
Lac Brome	18-09	Y10	*Woronichinia naegeliana*	135542	3 005
Somme				**299 666**	**42 511**

Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Lac Brome	18-09	Y11	*Anabaena flos-aquae*	951	62
Lac Brome	18-09	Y11	*Anabaena planktonica*	86252	26 767
Lac Brome	18-09	Y11	*Aphanizomenon flos-aquae*	3684	198
Lac Brome	18-09	Y11	*Phormidium sp.12*	3765	170
Lac Brome	18-09	Y11	*Picoplankton species*	3563	14
Lac Brome	18-09	Y11	*Woronichinia naegeliana*	6396	156
Lac Brome	18-09	Y11	*Woronichinia naegeliana*	60889	1 162
Somme				**165 500**	**28 531**
Lieu	Date	Station	Espèces	Cellules (nb/mL)	Biomasse (mg/m^3)
Bromont	18-09	Y13	*Anabaena cf. lemmermannii*	459	110
Bromont	18-09	Y13	*Anabaena planctonica*	152141	40 786
Bromont	18-09	Y13	*Aphanizomenon flos-aquae*	2989	321
Bromont	18-09	Y13	*Woronichinia naegeliana*	6612	136
Bromont	18-09	Y13	*Woronichinia naegeliana*	72440	1 410
Somme				**234 641**	**42 763**